



Aalto-yliopisto
Insinöörیتieteiden korkeakoulu

Emil Alhonnoro

Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden monitorointi sisäilmassa jatkuvatoimisilla mittalaitteilla

Diplomityö, joka on jätetty opinnäytteenä tarkastettavaksi
diplomi-insinöörin tutkintoa varten.

Espoossa 28.07.2019

Valvoja: Professori Heidi Salonen

Ohjaaja: Raimo Mikkola, Tuomas Alapieti

Tekijä Emil Alhonnoro

Työn nimi Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden monitorointi sisäilmassa jatkuvatoimisilla mittalaitteilla

Maisteriohjelma Building Technology

Koodi ENG27

Työn valvoja Professori Heidi Salonen

Työn ohjaaja(t) TkT Raimo Mikkola, Di Tuomas Alapieti

Päivämäärä 28.07.2019

Sivumäärä 76+5

Kieli suomi

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, kuinka luotettavasti jatkuvatoimisilla haihtuvien orgaanisten yhdisteiden eli VOC-yhdisteiden mittalaitteilla voidaan havaita TVOC- eli kokonais-VOC-pitoisuuksia sisäilmassa.

Tutkimuksen kirjallisuuskatsaus osiossa selvitettiin voimassaolevia asetuksia ja määräyksiä koskien VOC-pitoisuuksia sisäilmassa ja materiaaleissa, yhdisteiden aiheuttamia terveysvaikutuksia, sekä mittausmenetelmiä VOC-pitoisuuksien mittaamiseen. Lisäksi selvitettiin minkälaista tutkimusta VOC yhdisteiden mittalaitteista on aiemmin tehty, ja mihin suuntaan tutkimusta olisi syytä viedä tulevaisuudessa.

Tutkimuksen kokeellisessa osiossa viittä jatkuvatoimista VOC-yhdisteitä havaitsevaa mittalaitetta tutkittiin laboratoriossa ja kenttäkokeessa. Laboratoriossa mittalaitteet altistettiin nollakaasulle sekä isobutyleenikaasu yhdisteelle. Kenttäkokeessa mittalaitteet vietiin Tapiolan lukion luokkahuoneeseen, jossa ne asetettiin mittaamaan luokan sisäilman TVOC-pitoisuutta 8 vrk ajan. Viimeisenä tutkimuspäivänä luokkahuoneessa otettiin lisäksi ilmanäytteet tyhjistä luokasta ennen päivän ensimmäisen oppitunnin alkua, sekä ensimmäisen oppitunnin aikana. Ilmanäytteet kerättiin Tenax TA-adsorbentteihin, jonka jälkeen ne analysoitiin laboratoriossa.

Verrattaessa mittalaitteita voitiin havaita, että suurin osa laitteista reagoi nollakaasuun hyvin. Isobutyleenikaasulla testattaessa metallioksidianturien mittaustulokset jäivät sen sijaan kauas testikaasujen pitoisuuksista. Testin ainoat PID-anturit näyttivät sekä nollakaasu- että isobutyleenikokeessa lähelle testikaasujen pitoisuutta. On kuitenkin huomionarvoista, että PID-anturit kalibroitiin käyttäjän toimesta samalla testikaasulla, jolla havaitsemiskokeet tehtiin, ja muilla mittalaitteilla ei käyttäjän tekemää kalibrointia ollut mahdollista suorittaa.

Kenttäkokeessa osalla mittalaitteista oli havaittavissa pitoisuuskäyrissä piikkejä samoilla ajanhetkillä. Suuri osa mittalaitteista havaitsi kuitenkin merkittävästi kaasukromatografisesti mitattuja pitoisuuksia suurempia pitoisuustasoja. Absoluuttiin mittauksiin testatut anturit eivät sovi, mutta suurempien muutosten havainnointi sisäilman TVOC-pitoisuuksissa voi olla mahdollista jatkuvatoimisilla antureilla.

Avainsanat VOC, haihtuvat orgaaniset yhdisteet, anturi, sisäilman laatu

Author Emil Alhonnoro

Title of thesis Monitoring volatile organic compounds in indoor air with real-time sensors

Master programme Building Technology

Code ENG27

Thesis supervisor Professor Heidi Salonen

Thesis advisor(s) D.Sc Raimo Mikkola, MSc.Tuomas Alapieti

Date 28.07.2019

Number of pages 76+5

Language Finnish

The goal of the research was to assess how reliably total volatile organic compound concentrations in indoor air can be measured using real-time sensors.

Literature review section of the study focuses on current regulations relating to VOC-compounds in indoor air and materials, health effects caused by the compounds and methods to measure VOC-concentrations. Earlier research about VOC-measuring devices was studied, and recommendations were made about what kind of research relating to real-time VOC-measuring devices is required in the future.

The experimental part of the research included testing of five real-time VOC-sensors in laboratory and in a field test. In laboratory tests the sensors were tested with zero gas and air-balanced isobutylene test gas. In the field test the sensors were taken in a classroom in Tapiola high school to measure indoor air for 8 days. At the last testing day two air samples were taken. First sample was taken in an empty classroom, and second sample with people in the room. The air samples were collected in Tenax TA-adsorbents, and then analyzed in laboratory.

In laboratory tests almost all the sensors performed well when measuring zero gas. When testing with isobutylene, all metal-oxide sensors showed concentration levels far from those of test gases.

PID-sensors showed concentrations close to the real ones, but they were calibrated with the same test gases right before the tests. None of the metal-oxide sensors could be user-calibrated.

In field test part of the sensors showed peaks in concentration diagrams at similar time moments. Major part of sensors showed larger concentrations than what was measured with gas chromatographic methods. The tested sensors are not suitable for absolute measurement values, however the tested real-time sensors may be better suitable for detecting variation in concentrations of volatile organic compounds.

Keywords VOC, volatile organic compound, sensor, indoor air quality

Alkusanat

Diplomityö toteutettiin osana Smart & Clean -projektia, jonka tarkoitus on testata uusia teknologioita ja palveluita eri puolilla Pääkaupunkiseutua, ja rakentaa ratkaisuja ilmastonmuutoksen hillintään. Yhtenä projektin osa-alueena on Smart & Clean Indoor Air -konsepti, jossa pyritään parantamaan ymmärrystä hyvän sisäilman ja sisäilmaolosuhteen osatekijöistä toimivien mittausvälineiden ja -menetelmien sekä kriteerien määrittelyn avulla. Tavoitteena projektissa on, että sisäilman laatutekijöiden ymmärtämisen kasvaessa laadukkaan sisäilman hankkiminen, tuottaminen ja ylläpito olisi helpompaa ja kustannustehokkaampaa. Projektin alkuvaiheessa mitattiin sisäilman laatua kouluissa ja päiväkodeissa Helsingissä, Espoossa ja Vantaalla, ja kerättiin palautekyselyissä käyttäjien aistinvaraisia havaintoja sisäilman laadusta. Olennaisena osana sisäilman mittauksiin sisältyi haihtuvien orgaanisten yhdisteiden mittaus, jota mitattiin jatkuvatoimilla antureilla. Anturien luotettavuutta ei ole tieteellisissä tutkimuksissa tai artikkeleissa juurikaan käsitelty, ja tässä työssä pyrittiin selvittämään anturien yhteismitallisuutta ja arvioimaan niiden käyttökelpoisuutta.

Haluaisin kiittää saamastani tuesta diplomityöni tekemiseen ohjaajiani tutkijatohtori Raimo Mikkolaa, ja tohtorikoulutettava Tuomas Alapietiä. Lisäksi haluan kiittää diplomityöni valvojaa professori Heidi Salosta aiheen tarjoamisesta ja työn mahdollistamisesta, sekä tuesta työn aikana. Erityisesti haluan kiittää avopuolisoani Jennaa kaikesta saamastani tuesta tutkimuksen teon aikana.

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	
Abstract	
Alkusanat	
Sisällysluettelo	1
Lyhenteet.....	3
Määritelmät	4
1 Johdanto	5
1.1 Tutkimuksen tausta.....	5
1.2 Tutkimuksen rakenne ja tavoitteet.....	6
2 Sisäilmanlaatu	7
2.1 Sisäilman laadun merkitys.....	7
2.2 Sisäilman laatuun vaikuttavat tekijät.....	8
3 Haihtuvat orgaaniset yhdisteet	10
3.1 Määritelmä ja luokittelu	10
3.2 Lähteitä sisätiloissa ja yleisimmät yhdisteet	11
3.3 Fysikaalisten olosuhteiden vaikutus VOC-emissioihin.....	12
3.4 TVOC eli VOC-yhdisteiden kokonaispitoisuus	13
3.5 Rakennus- ja sisustusmateriaalien emissiot	13
3.6 Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden terveysvaikutukset	14
3.7 Voimassa olevat määräykset ja asetukset.....	16
3.7.1 Suomen laki.....	16
3.7.2 Rakentamismääräyskokoelma.....	17
3.7.3 WHO	17
3.7.4 Muut viitearvot.....	17
3.7.5 Materiaalien päästöluokitus	18
3.8 Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden mittauksia tarjoavia yrityksiä Suomessa.....	20
4 Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden mittalaitteet	21
4.1 Kemiaalliset anturit	21
4.1.1 Yleistä	21
4.1.2 Arviointi ja testaus	24
4.1.3 Anturien luokittelu	24
4.1.4 Anturityypit.....	28
4.1.5 Anturiyhdistelmät.....	35
4.2 Perinteiset mittausmenetelmät ja -laitteet.....	35
4.2.1 Massaspektrometri, kaasukromatografi ja termodesorptio	35
4.2.2 Adsorbentit.....	36
4.2.3 Standardin mukainen VOC-mittaus	37
4.3 Aikaisempi tutkimus.....	38
4.3.1 Koejärjestelyjen ja tulosten analysoinnin kehittäminen.....	38
4.3.2 VOC-mittalaitteiden tutkimus.....	38
4.3.3 Epäpuhtauksien lisääminen metallioksidiin	41
4.4 Mittalaitteiden kehitystilanne ja tuleva tutkimus	41
5 Tutkimusjärjestelyt.....	45
5.1 Tutkimuksessa mukana olevat mittalaitteet	45
5.1.1 Telia Oyj, Yanzi SWAQ3-0372 (MOS)	45

5.1.2	Delete Oy, Produal ILH (MOS)	45
5.1.3	Graywolf, IQ-610 (PID)	45
5.1.4	Smartwatcher (MOS)	45
5.1.5	Ramboll, Sensirion SGPC3 (MOS)	46
5.2	Mittalaitteiden testaukseen soveltuvat laboratoriolaitteistot	48
5.3	Olemassa olevat testausstandardit	49
5.4	Koejärjestelyissä huomioon otettavaa	49
5.5	Laboratoriomittaukset	50
5.5.1	Kalibrointi	50
5.5.2	Koejärjestelyt	50
5.6	Mittaukset koulukohteessa	52
6	Tutkimustulokset	54
6.1	Laboratoriomittausten tulokset	54
6.1.1	Mittaukset nollakaasulla	54
6.1.2	Mittaukset 7500 ppb isobutyleenillä	54
6.2	Koulumittausten tulokset	57
6.2.1	Jatkuvatoimiset mittalaitteet	57
6.2.2	Ilmanäytteet	60
6.3	Mittaustulosten vertailu keskenään ja ilmanäytemittauksiin	61
6.4	Mittalaitteiden tiedonsiirto ja mittausdataan pääsy	63
7	Yhteenveto ja johtopäätökset	64
	Lähteluettelo	66
	Liiteluettelo	73
	Liite A VOC-analyysivastaus ilmanäytteestä Tapiolan koulukohteesta	74

Lyhenteet

ABC	Automaattinen alarajan korjaus
BTEX	Bentseeni, tolueeni, etyylibentseeni ja ksyleeni
EC	Sähkökemiallinen
EPA	(U.S. Environmental Protection Agency, Yhdysvaltain ympäristönsuojelu virasto)
FID	Liekin ionisaation havaitsin
GC-MS	Kaasukromatografi-massaspektrometri
IoT	Esineiden Internet
MOS	Metallioksidi-puolijohde
PID	Fotoionisaatio havaitsin
PPM	Miljoonasosa
PPB	Miljardisosa
TVOC	Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaismäärä
VOC	Haihtuva orgaaninen yhdiste

Määritelmät

Adsorbentti: Kiinteä aine, jota käytetään adsorboimaan muita aineita itseensä.

Adsorptio: Kaasun yhdisteiden kiinnittyminen kiinteän aineen pinnalle kalvoksi.

Desorptio: Yhdisteen irtoaminen kiinteästä aineesta kaasumaiseen muotoon sisäilmaan.

Diffuusio: Molekyylien siirtyminen väkevämmästä pitoisuudesta laimeampaan.

Emissio: Kemiallisten yhdisteiden vapautuminen kiinteästä materiaalista sisäilmaan.

Kemisorptio: Kemiallinen adsorptio.

Sisäilma: Rakennuksen vaipan sisäpuolella oleva ilma.

1 Johdanto

1.1 Tutkimuksen tausta

Sisäilman laadun merkityksestä puhutaan paljon, sillä huonoa sisäilman laatua eli sisäilmaongelmia on ilmennyt runsaasti rakennuksissa ympäri Suomen, ja seurauksena voi olla merkittäviä terveyshaittoja rakennuksen käyttäjille. Syynä viime vuosikymmeninä yleistyneisiin sisäilmaongelmiin ovat muutokset rakennustavoissa, uudet rakennusmateriaalit, puutteellinen ilmanvaihto ja energiansäästöpyrkimykset rakentamisessa (Villberg ym. 2004). Altistus sisäilmalle ja mahdollisille epäpuhtauksille on suurta, sillä ihmiset viettävät ajastaan noin 90 % sisätiloissa, jossa ilmansaasteiden määrä on usein suurempi kuin ulkona (Kumar et al. 2016). Ihmisen keuhkojen kautta kulkee yli 15 m³ ilmaa vuorokaudessa, jotta elimistö saa happea, ja hiilidioksidi poistuu. Elimistö voi sitä paremmin, mitä puhtaampaa ilmaa hengitetään. (Sisäilmayhdistys 2019a). Tästä syystä on erityisen tärkeää kiinnittää huomiota terveellisiin ratkaisuihin rakennuksen suunnitteluvaiheessa, rakentamisen aikana, sekä käyttö- ja kunnossapitovaiheen aikana.

Eräs merkittävä muutos rakennuksissa viimeisten vuosikymmenien aikana, joka on lisännyt sisäilmaongelmia, on ilmanvaihtuvuuden väheneminen. Rakennusten energiatehokkuusmääräysten kiristytessä rakennuksista tulee entistä tiiviimpiä, ja ilman vaihtuvuuden vähentyessä sisäilmaongelmien määrä voi kasvaa. Euroopan Unionin energiatehokkuusdirektiivi EPBD (Energy performance of buildings directive) 2010/31/EU tähtää lähes nollaenergiataloihin vuodesta 2020 alkaen (Alapieti 2016).

Sisäilman laatua heikentäviä tekijöitä ovat muun muassa hiukkasmaiset epäpuhtaudet, kaasumaiset epäpuhtaudet kuten hiilimonoksidi (CO), hiilidioksidi (CO₂), haihtuvat orgaaniset yhdisteet (volatile organic compounds, VOC), kuitumaiset epäpuhtaudet, sekä mikrobit.

Haihtuvat orgaaniset yhdisteet muodostavat tärkeän osan kaasumaisista saasteista rakennetuilla alueilla. Nämä yhdisteet voivat olla terveydelle haitallisia hengitysteihin joutuaan. Lisäksi yhdisteet aiheuttavat usein epämiellyttäviä hajuja heikentäen sisäilman ja sisätilaympäristön laatua. Sisätiloissa yhdisteille on mahdollista altistua rakennuksissa, joissa niitä on sisäilmassa, tai tuotteita käsiteltäessä, jotka emittoivat VOC-yhdisteitä. VOC-yhdisteet aiheuttavat terveyden lisäksi haittaa ympäristölle. Yhdisteet lisäävät alailmakehän otsonin määrää (AEA Energy & Environment 2007), jolla on merkittävä ilmaston lämpenemistä aiheuttava vaikutus.

Haihtuvia orgaanisia yhdisteitä erittyy sisäilmaan muun muassa rakennusmateriaaleista, siivousaineista, hygieniatuotteista, toimistotarvikkeista kuten kopiokoneista ja tulostimista, sekä liimoista. Lisäksi yhdisteitä erittyy sisäilmaan ilmanvaihdon mukana ulkoisista lähteistä, kuten pakokaasuista ja tupakansavusta.

VOC-yhdisteiden pitoisuutta sisäilmassa on pyritty vähentämään erilaisten määräysten ja asetusten avulla. Rakennusmateriaalien päästöluokitus (M) asettaa raja-arvot VOC-yhdisteille, ja se on Rakennustietosäätiön RTS:n ylläpitämä luokitusjärjestelmä. Järjestelmän ansiosta rakennusmateriaalien emissiot ovat pienentyneet. Vähäpäästöisten rakennusmateriaalien suosiminen on lisääntynyt M –luokituksen ansiosta. (Alapieti 2016.) Asumisterveysasetus puolestaan asettaa toimenpiderajan sisäilman TVOC-, eli VOC-yhdisteiden kokonaispitoisuudelle.

Sisäilman laatua voidaan mitata sekä kertaluontoisin mittauksin, että jatkuvatoimisilla mittalaitteilla. Sisäilmaa mittaavat anturit ovat viimeisen vuosikymmenen aikana yleistyneet markkinoilla, mahdollistaen mullistuksen sisäilman laadun monitoroinnissa ja arvioinnissa. Anturien hinnat ovat jopa 1000 kertaa alhaisempia kuin standardien mukaiset mittalaitteet, tehden monitoroinnista entistä houkuttelevampaa (Morawska ym. 2018).

Mittalaitteilla voidaan havaita VOC-yhdisteiden kohonneita pitoisuuksia, jotka ovat usein merkki ongelmista sisäilmassa. Yhdisteiden havaitseminen jatkuvatoimisilla mittalaitteilla voi mahdollistaa niiden lähteiden paikantamisen. Lisäksi hetkellisten tai ajan mukaan vaihtelevat VOC-päästöjen havaitseminen voi mahdollistua näillä laitteilla. Lähteiden paikannuksen ja aikatiedon avulla voidaan ryhtyä toimenpiteisiin päästöjen vähentämiseksi tai eliminomiseksi. Luotettavan ja kohtuuhintaisen mittaustiedon yleistymisen myötä tietämys laadukkaasta sisäilmasta kasvaa, ja tietoa voidaan hyödyntää muun muassa rakennusten suunnittelussa, rakentamisessa ja ylläpidossa.

1.2 Tutkimuksen rakenne ja tavoitteet

Tässä työssä tutkitaan aluksi haihtuvia orgaanisia yhdisteitä mittaavia laitteita kirjallisuuskatsauksen kautta, ja sen jälkeen vertaillaan laboratorio- ja kenttätutkimukseen valittujen jatkuvatoimisten mittalaitemallien yhteismitallisuutta. Tutkimus on osa Smart & Clean –sisäilman kehityshanketta, jossa mukana ovat Aalto-yliopiston lisäksi VTT sekä Helsingin, Vantaan ja Espoon kaupungit. Työssä vertaillaan myös mittalaitteiden tuottaman datan saatavuutta, sekä laitteiden tietoliikenneyhteyksiä. Tutkimuksessa on mukana myös vertailumielessä yksi kalliimman hintaluokan anturi, joka edustaa eri toimintaperiaatetta kuin muut tutkitut mittalaitteet. Työssä selvitetään myös mitkä yritykset Suomessa tarjoavat VOC mittauksia.

Sisäilman laadun mittauksiin liittyvät standardit vaativat tavanomaisin menetelmin tehtyjä mittauksia saasteiden konsentraatiosta ja lämpötilasta. Nämä tavanomaiset mittausmenetelmät kuten termodesorptio-kaasukromatografi-massaspektrometri (td-kk-ms) menetelmä tuottavat melko luotettavia tuloksia, mutta nämä menetelmät ovat kalliita, ja antavat pitoisuuksista kuitenkin pitkän ajan keskiarvon. Huomionarvoista on myös, että mitaustulokset saadaan useimmiten vasta kun altistus saasteille on jo tapahtunut. Tavanomaiset mittausmenetelmät eivät kerro saasteiden vaihtelusta ajan ja paikan mukaan. Mittaukset kertovat pitoisuuksia mittaushetkellä, eikä jatkuvatoimista reaaliaikaista monitorointia ole käytännössä mahdollista toteuttaa. Näin ollen ajankohtia ei voida määrittää, jolloin saasteet ja altistuminen ovat huipussaan saastelähteiden ollessa aktiivisia. (Kumar et al. 2016.)

Tavanomaisten menetelmien heikkouksien myötä huomio on kiinnittynyt anturitekniikkaan sen kustannustehokkuuden ja reaaliaikaisen monitoroinnin mahdollisuuden johdosta. Anturit kasvattavat huomattavasti spatiaalista ja temporaalista resoluutiota mittausdatassa tavanomaisiin menetelmiin verrattuna. Visiona on, että kun tekniikka on kypsää, joka paikassa tulee olemaan anturien tai monitorien verkostoja siten, että esimerkiksi valtiot, kunnat tai yksityiset ihmiset omistavat ja operoivat näitä. Loppukäyttäjille suunnattuja sovelluksia tulisi olemaan saatavilla tällöin runsaasti. (Morawaska ym. 2018.)

2 Sisäilmanlaatu

2.1 *Sisäilman laadun merkitys*

Sisäilma on ilma, jota hengitetään sisätiloissa, ja joka saattaa sisältää ilman perusyhdisteiden lisäksi eri lähteistä peräisin olevia hiukkas- ja kaasumaisia epäpuhtauksia (Sisäilmayhdistys ry 2019c).

Kodeissa oleva sisäilma on luokiteltu 9. suurimmaksi sairausriskiksi maailmanlaajuisesti. Sisäilman laatu on kasvava huolenaihe sekä kehittyneissä maissa että kehitysmaissa. (Kumar ym. 2016.) Altistuminen kotitalouksien sisäilman saasteille on suurin kuolemansyy maailmassa (Curto ym. 2018). WHO on yhdistänyt 4,3 miljoonaa kuolemaa maailmanlaajuisesti sisätiloissa hiili- puu- tai biomassalla liesillä tapahtuvaan ruoanlaittoon vuonna 2012. Sen sijaan ulkoilman saasteisiin kuoli samana vuonna noin 3,7 miljoonaa henkilöä. (Kumar ym. 2016.)

Jatkuvan ihmisten elämänlaadun paranemisen myötä sisäilman laadusta on tullut tärkeä aihe tällä vuosituhannella. Sisäilmalle altistutaan esimerkiksi kotona, työpaikalla, koulussa, ravintolassa, elokuvissa, julkisissa kulkuvälineissä jne. Sisäilman laadulla voi olla merkittävä negatiivinen vaikutus rakennuksen käyttäjien terveyteen, mikäli se sisältää epäpuhtauksia. Yleensä huonolaatuinen sisäilma havaitaan hajuaistin avulla, tai pahemmassa tapauksessa fyysisten oireiden seurauksena. Vanhemmissa rakennuksissa, jotka eivät ole kovinkaan ilmatiiviitä, sisäilman laatu voi olla lähes sama kuin ulkoilman laatu.

Sisäilman laatuun vaikuttavat muun muassa kaasumaiset päästöt, joita ovat esimerkiksi VOC-yhdisteet, eri kokoluokan hiukkaspäästöt sekä mikrobiset saasteet kuten bakteerit, virukset ja sienet. Nämä saasteet voivat heikentää ilmanlaatua ja rakennuksen käyttäjien terveyttä. (Kumar ym. 2016.)

Sisätilojen lämpötila ja ilmansaasteet liittyvät usein toisiinsa, ja niitä määrittää ilmanvaihto. Heikolla sisäilmanlaadulla ja lämpömukavuudella on havaittu yhteys bakteerien ja sienien kasvuun sisäseinillä ja katossa. (Kumar ym. 2016.) Tärkein mikrobien kasvuun rakenteissa vaikuttava tekijä on kosteus, ja riittämätön ilmanvaihto edesauttaa kosteuden lisääntymistä. Sisätilojen lämpötilan laskiessa riittävän alas on usein vaarana kosteuden tiivistyminen rakenteisiin. Ilman vaihtuvuuden eli ulkoilman pääsyn sisätilaan lisäksi sisäilman laatuun vaikuttaa ulkoilmassa olevien saasteiden määrä ja laatu. Ilman vaihtuvuuteen vaikuttaa muun muassa se, onko ilmanvaihto koneellinen vai painovoimainen. Ulkoilman saastepitoisuudet vaihtelevat jopa kaupunkien sisällä. Tilanteissa, joissa rakennuksessa ei ole sisäisiä saastelähteitä voidaan havaita ilmansaasteissa samankaltaisia kehitystä, kuin ulkoilman pitoisuuksissa kaasu- ja hiukkassaasteiden suhteen. Sisäilman saasteita voidaan parhaiten vähentää useimmissa rakennuksissa poistamalla sisätilojen lähteitä, ja hallitsemalla ilmanvaihtoa vähentämään tai poistamaan sisäiloissa syntyneet saasteet. (Kumar ym. 2016.)

Sisäilman laadulla on erityisen suuri merkitys herkille ihmisryhmille kuten lapset ja vanhukset. Lasten lisääntynyt sairastuminen astmaan ja hengitystiesairauksiin on lisännyt kiinnostusta ja huomiota sisäilman laatuun koulurakennuksissa. Se, että lapsilla on todettu enemmän hengitystiesairauksia aikuisväestöön verrattuna, on johtanut määräyksiin ja asetuksiin, joissa määritellään muun muassa maksimiarvo CO₂-pitoisuudelle sisäilmassa sekä minimiarvo ilmanvaihtumisnopeudelle. (Chatzidiakou ym. 2012.)

Kouluikäisinä lapset ovat haavoittuvaisia ympäristöaltistuksille, ja näillä altistumisilla voi olla kauaskantoisia haitallisia seurauksia terveydelle kuten hengitystiesairaudet ja heikko kognitiivinen suorituskky. Lapset ovat aikuisia haavoittuvampia ilmansaasteille, sillä kehittyvät keuhkot hengittävät enemmän ilmaa suhteessa kehonpainoon. Ajastaan lapset viettävät eniten sisätiloista koulussa ja kotona. Monissa pohjoisen pallonpuoliskon maissa voidaan havaita merkittävä kasvu astmaattisten lasten sairaalakäynneissä syyskuussa juuri silloin, kun he palaavat kouluympäristöön kesäloman jälkeen. (Chatzidiakou ym. 2012.)

Terveyden lisäksi sisäilman laatu vaikuttaa myös oppimistuloksiin kouluissa (Chatzidiakou ym. 2012), ja sisäilman laadun parantamisen on osoitettu parantavan kognitiivisia kykyjä ja sitä kautta oppimistuloksia. Englannissa tehdyssä tutkimuksessa ilmanvaihtoa lisäämällä arvosta 1 l/s/hlö arvoon 8 l/s/hlö alakoulun oppilaat osoittivat merkittävää parannusta muun muassa reaktiokyvyn, kuvamuistin ja sanatunnistuksen suhteen. Tämä vahvistaa käsitystä, että alhainen ilmanvaihdon taso luokkahuoneissa merkittävästi heikentää oppilaiden tarkkaavaisuutta, ja vaikuttaa negatiivisesti keskittymiskykyyn ja muistiin. Sisäilman laadulla on näin ollen suuri merkitys oppimiseen ja opettamiseen. (Bakó-Biró ym. 2011.)

Kognitiivisten kykyjen on osoitettu paranevan myös toimistotyöntekijöillä sisäilman laatua parantamalla. Työntekijöiden kognitiiviset tulokset ovat olleet parempia silloin, kun sisäilmassa olevien VOC-yhdisteiden pitoisuus on alhainen verrattuna tavanomaiseen tilanteeseen, jossa yhdisteiden määrä toimiston sisäilmassa on korkea. Mikäli alhaisen VOC-yhdisteiden tason lisäksi ilmanvaihtoa kasvatetaan, ovat kognitiiviset kyvyt parantuneet tutkimuksen mukaan entisestään. (Allen et al. 2016.)

Heikentynyt sisäilman laatu voi aiheuttaa sairas rakennus -oireyhtymää. Sairaana rakennuksen oireyhtymässä rakennuksen käyttäjillä esiintyy terveysvaikutuksia, jotka liittyvät rakennuksessa vietettyyn aikaan. Saasteiden, jotka aiheuttavat sairaan rakennuksen oireyhtymää tunnistaminen on yleensä vaikeaa pääasiassa sisäilman laadun mittaamisen puutteen vuoksi. Sisäilman mittausten tai tarkkailun puuttuessa syy-seuraussuhteen luominen on haasteellista.

2.2 Sisäilman laatuun vaikuttavat tekijät

Yksi tärkeimmistä sisäilman laatuun vaikuttavista tekijöistä on ilman vaihtuvuus. Rakennusten tiiveys yhdessä ilmanvaihtojärjestelmän kanssa määrittävät ilman vaihtuvuutta, vaikuttaen epäpuhtauksien määrään sisäilmassa. Energian hinnan nousu 1970 luvulla johti aiempaa tiiviimpien ja energiatehokkaiden rakennusten rakentamiseen. Muutoksesta rakennustavassa seurasi aiempaa alhaisempi ilmanvaihtuvuusluku kodeissa ja toimistorakennuksissa. Amerikkalaisissa kodeissa ilmanvaihtuvuusluku oli 1970 luvun alussa 1 / h, ja putosi vielä samalla vuosikymmenellä tasolle 0,5 / h. 2000-luvun kodit ovat entistä tiiviimpiä ilmanvaihtuvuuden ollessa 0,1-0,2 / h. (Allen ym. 2016.) Tiiveysmääräysten tiukentuminen sekä ilmanvaihtuvuuden väheneminen asuinrakennuksissa ovat seurausta siitä, että rakennusten energian tarvetta on haluttu vähentää ja asumismukavuutta parantaa. Samalla ylläpitokustannukset ovat pienentyneet energiakustannusten osalta. Toisaalta näiden määräysten tiukentuminen on aiheuttanut rakennuksen sisäilmassa olevien saasteiden määrän kasvun huomattavasti korkeampiin pitoisuuksiin kuin ilmassa rakennuksen ulkopuolella. (Kumar ym. 2016.) Huoneiden ja tilojen korkeuden ja tilavuuden pienentäminen on nostanut ilmansaasteiden pitoisuuksia sisäilmassa (Szulczynski & Gebicki 2017), kuten myös 1980-luvulla toteutettu ilmanvaihdon vaatimusten höllentäminen kaupallisten rakennusten osalta energian säästämistarkoituksessa (Allen et al. 2016).

Sisäilmaan laatuun vaikuttaa ihmisen toiminta sisätiloissa kuten hengitys, tupakointi, ihmisen erittämät yhdisteet, polttoprosessit kuten avotakassa tulen ja kynttilöiden palaminen, ruoanlaitto, pesu- ja puhdistusaineiden käyttö, toimistotarvikkeiden, sekä hygieniatarvikkeiden ja muiden kemikaalien käyttäminen. Ihmisestä riippumattomia ilmanlaatua heikentäviä yhdisteitä voi päästä sisäilmaan muun muassa ulkoilmasta, maaperästä, rakennusmateriaaleista, sekä ilmanvaihtolaitteistosta. (Alapieti 2016.)

Biologiset ilmansaasteet kuten mikrobit ja bakteerit voivat heikentää sisäilman laatua laadusta ja pitoisuuksista riippuen. Mikrobit tarvitsevat aina kosteutta, sopivaa lämpötilaa ja ravinteita. Tärkein tekijä, jolla voidaan estää mikrobikasvustoa sisätiloissa, on rakennusmateriaalien ja rakenteiden kuivana pitäminen, koska rakennusten lämpötila on yleensä optimaalinen mikrobien kasvulle (5-40°C), ja ravinteita on riittävästi. (Salo 2017.)

Kemiallisten ja biologisten epäpuhtauksien lisäksi sisäilman laatuun vaikuttavat fysikaaliset tekijät. Termisen ympäristön määrittävät fysikaaliset tekijät ovat lämpötila, säteilylämpötila, ilmanopeus ja suhteellinen kosteus. Rakennusmateriaalien kemialliset emissiot korreloivat voimakkaasti sisäilman lämpötilan ja ilmankosteuden kanssa. (Salo 2017.)

Rakennusmateriaalien valinnalla voidaan vaikuttaa sisäilman laatuun, sillä tietyt rakennus- ja viimeistelymateriaalit voivat lisätä VOC-yhdisteiden pitoisuuksia (Szulczynski & Gebicki 2017). Sisäilman laadun kannalta olisikin ihanteellista käyttää rakentamisessa vain sellaisia materiaaleja, jotka eivät tuota lainkaan emissioita. Rakentaminen tällaisilla materiaaleilla ei kuitenkaan ole mahdollista, mutta sen sijaan materiaalien emissioiden haittavaikutuksia voidaan kuitenkin minimoida tai jopa poistaa kokonaan. Materiaalien päästöjen minimointiin voidaan pyrkiä tutkimalla materiaaliemissioiden laatua, määrää ja terveysvaikutuksia sekä kehittämällä ja valmistamalla tutkimusten pohjalta lähes tai kokonaan haittavaikutuksettomia rakennusmateriaaleja. (Alapieti 2016.)

Sisäilman epäpuhtaudet voivat olla peräisin rakennuksen sisältä tai ulkoilmasta. Ilmansaasteet voivat siirtyä sisäilmaan ulkoa painovoimaisen tai koneellisen ilmanvaihdon kautta, tai rakennuksen vaipparakenteessa, omissa tai ikkunoissa olevien rakojen kautta (Leung 2015).

Saasteiden lähteet vaihtelevat rakennusten iän mukaan. Vanhoissa rakennuksissa tärkeimmät sisäilman saasteiden lähteet ovat lämmityksen aiheuttamat polttoprosessit, tupakansavu, ruoanlaitto sekä sisätiloissa käytetyt materiaalit, joista irtoaa VOC-yhdisteitä. 1800-luvun alusta 1980-luvun loppuun ulottuvalla aikajaksolla rakennetuissa rakennuksissa materiaalien muuttuminen ja asbesti ovat myös riskitekijöitä. Nykyaikaisissa rakennuksissa suurimpana huolenaiheena ovat rakennusmateriaaleista emittoituvat ilmansaasteet kuten maaleista, lakoista ja säilöntäaineista irtoavat VOC-yhdisteet. Liukenemattomat eli halkaisijaltaan alle 100nm kokoiset nanohiukkaset sekä biologiset hiukkaset sisäilmassa voivat vaikuttaa terveyteen myrkyllisyyden, immuunimekanismien ja infektioprosessien kautta. (Kumar ym. 2016.)

Nykytietämys ulkoilman saasteiden terveysriskeistä on huomattavasti edellä ymmärrystä sisäilman laadun terveysriskeistä. Sisäilman tarkkailuun soveltuvia antureita kehittämällä voitaisiin parantaa ymmärrystä sisäilman saasteista ja niiden vaikutuksesta terveyteemme. (Kumar ym. 2016.) Jotta ymmärrys terveysvaikutuksista lisääntyy, vaaditaan anturien kehittämisen lisäksi niiden käyttöönottoa yhteisissä ja yksityisissä rakennuksissa, sekä rakennusten käyttäjien terveysoireiden seuranta.

3 Haihtuvat orgaaniset yhdisteet

3.1 Määritelmä ja luokittelu

VOC-yhdisteet ovat orgaanisia yhdisteitä, joiden koostumus mahdollistaa niiden haihtua tavallisissa sisätilojen ilmastollisissa olosuhteissa ottaen huomioon lämpötilan ja ilmanpaineen. (Chitra & Shiva Nagendra 2018) Niitä on kaikkialla ympärillämme eri muodoissa ja pitoisuuksina. Yhdisteitä on sekä ihmisen tuottamia, että luonnossa esiintyviä. Useimmat hajut ja tuoksut ovat peräisin VOC-yhdisteistä. Haihtuvat orgaaniset yhdisteet muodostavatkin hallitsevan ryhmän kaikista tuoksuvista yhdisteistä (Szulczynski ym. 2017).

Määritelmänä haihtuvalle orgaaniselle yhdisteelle Suomessa käytetään esimerkiksi laissa esiintyvää kuvausta ”yhdiste, jonka normaali-ilmanpaineessa enimmäiskiehumispiste on 250°C” (Finlex 837/2005). Asemisterveysasetuksen mukaan haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kiehumispiste on 50-260°C (Terveydensuojelulaki 545/2015). EPA:n (United States Environmental Protection Agency, Yhdysvaltojen ympäristöministeriö) määritelmän mukaan ”VOC-yhdisteet tarkoittavat mitä tahansa hiilen yhdisteitä pois lukien CO, CO₂, hiilihappo, metallikarbidit tai –karbonaatit ja ammoniumkarbonaatti, jotka osallistuvat ilmakehän fotokemiallisiin reaktioihin, ja myös pois lukien ne, joilla EPA on todennut olevan vähäpätöinen fotokemiallinen reaktiivisuus”. (EPA 2019.)

Alhaisesta kiehumispisteestä johtuen yhdisteillä on korkea höyrynpaine normaalissa huoneämpötilassa, joka saa aikaan useiden molekyylien haihtumisen tai sublimoitumisen ilmaan. Esimerkiksi formaldehydin kiehumispiste on vain -19,5°C (Haynes 2014), ja yhdiste haihtuu huoneilmaan muun muassa maaleista.

Osalla VOC-yhdisteistä on tärkeä tehtävä luonnossa, mutta osa on vaarallisia terveydelle tai haitallisia ympäristölle (Camacho-Montano 2018). Yhdisteet esiintyvät sisäilmassa eri pitoisuuksina. Haihtuvat orgaaniset yhdisteet ovat myös mukana fotokemiallisissa reaktioissa, joista aiheutuu haitallisia ja myrkyllisiä reaktiotuotteita. Moni yhdisteistä aiheuttaa pahaa hajua ja myös sitä kautta ilman laadun heikkenemistä. (Szulczynski & Gebicki 2017.) WHO on tunnustanut VOC yhdisteiden olevan tärkein sisäilman saastuttaja (Szulczynski & Gebicki 2017).

EPA:n mukaan VOC yhdisteiden pitoisuuksien on havaittu olevan kotien sisäilmassa 2-5 kertaa ulkoilman vastaavia suurempia riippumatta siitä, sijaitsevatko kodit teollisuusalueella, vai maaseudulla (EPA 1985). Uuden tutkimuksen mukaan useiden VOC-yhdisteiden pitoisuudet ovat johdonmukaisesti suurempia sisä- kuin ulkotiloissa, jopa 10-kertaisesti. Yksittäisten VOC-yhdisteiden pitoisuudet vaihtelevat todella paljon missä tahansa ympäristössä, ja riippuvat siitä onko läsnä potentiaalisia emissiolähteitä, joita on olemassa äärimmäisen laaja kirjo. (Chitra & Shiva Nagendra 2018.)

Haihtuvat orgaaniset yhdisteet voidaan luokitella muun muassa sen mukaan, kuinka herkästi ne haihtuvat ilmaan. Esimerkiksi WHO kategorisoi nämä yhdisteet erittäin haihtuviin, haihtuviin, ja puolihaihtuviin orgaanisiin yhdisteisiin kuten taulukossa 1 on esitetty. Erittäin haihtuvat yhdisteet ovat niin haihtuvia, että niitä on vaikeaa mitata ja niitä tavaataan lähes yksinomaan kaasuna ilmassa materiaaleissa tai pinnoilla olemisen sijaan. Vähiten haihtuvat yhdisteet eli SVOC-yhdisteet muodostavat hyvin pienen osan kokonais-VOC-yhdisteistä ilmassa. (Chitra & Shiva Nagendra 2018.)

Epäpuhtauspitoisuuksiin sisäilmassa vaikuttavat myös VOC-yhdisteiden adsorptio ja desorptio, sillä sisäilman yhdisteet voivat sitoutua uudelleen ympäröivien materiaalien pintoihin, ja haihtua tämän jälkeen uudelleen huoneilmaan. Yhdisteillä, joilla on korkea kiehumispiste kuten SVOC-yhdisteet, on suurempi taipumus sitoutua ympäristön materiaaleihin kuin alhaisten kiehumispisteiden yhdisteiden, kuten VVOC ja VOC. (Alapieti 2016.)

Taulukko 1: Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden luokittelu (WHO 1989).

Selite	Lyhenne	Kiehumispiste alue	Esimerkkiyhdisteet
Erittäin haihtuvat orgaaniset yhdisteet Very volatile organic compounds	VVOC	<0°C ...50-100°C	Propani, butaani, metyylikloridi
Haihtuvat orgaaniset yhdisteet Volatile organic compounds	VOC	50-100°C ...240-260°C	Formaldehydi, d-limoneeni, tolueni, asetoni, etanoli, 2-propanoli
Puolihaihtuvat orgaaniset yhdisteet Semi volatile organic compounds	SVOC	240-260°C ...380-400°C	Torjunta-aineet, pehmentimet, palosuoja aineet

3.2 *Lähteitä sisätiloissa ja yleisimmät yhdisteet*

Sisäilman VOC-yhdisteiden lähteet voidaan jakaa rakennuksen sisäisiin lähteisiin, sekä ulkona oleviin lähteisiin. VOC-yhdisteiden sisäisiä lähteitä ovat muun muassa rakennusmateriaalit, viimeistelymateriaalit kuten maalit, tapetit, lakat, lattian päällysteet, sekä puhdistusaineet. (Szulczynski & Gebicki 2017.) Sisäisiä lähteitä voivat olla myös matot, lastulevyt, liuottimet, vaatteet kuivapesun jäljiltä, ilmanraikastimet, suitsukkeet sekä hajusteet (Leung 2015). Lähteitä, jotka voivat olla peräisin ulkoa ja sisältä ovat muun muassa palamisprosessit kuten tupakansavu (Szulczynski & Gebicki 2017) ja tietyt kasvit (Leung 2015). Ulkoisia lähteitä ovat muun muassa ulkona tapahtuvat palamisprosessit kuten polttomoottorien pakokaasut (Szulczynski & Gebicki 2017). VOC-yhdisteitä sisäilmaan tuottavat myös maalinpoistoaineet, hyönteismyrkyt, toimistotarvikkeet kuten kopiokoneet ja tulostimet, korjausnesteet, jäljennyspaperi, grafiikka- ja käsityötarvikkeet kuten liimat, merkkaukset, sekä valokuvaussovellukset (Chitra & Shiva Nagendra 2018).

Suurin ryhmä haihtuvista orgaanisista yhdisteistä ovat hiilivedyt. Tähän ryhmään kuuluvat muun muassa aromaattiset hiilivedyt kuten bentseeni, tolueni ja ksyleeni. Merkittäviä VOC-yhdisteitä ovat myös lyhytketjuisten orgaanisten happojen esterit, terpeeni, formaldehydi ja fenolit. (Szulczynski & Gebicki 2017.) Eräissä tutkimuksissa VOC-yhdisteitä etsittiin 26 rakennuksesta, ja eri yhdisteitä löytyi yli 200. Yleisimmät yhdisteet olivat alkyylibentseenit, alkaanit, terpeenit, alifaattiset aldehydit, sekä alifaattiset hiilivedyt. (Kostiainen 1995.) Yleisiä VOC-yhdisteitä ovat myös muun muassa lyhytketjuisten orgaanisten happojen esterit, terpeenit, formaldehydi, ja fenolit (Szulczynski & Gebicki

2017). Koska yhdisteitä on määrällisesti paljon, on syntynyt TVOC (total volatile organic compound) -käsite, jolla tarkoitetaan VOC-yhdisteiden kokonaispitoisuutta.

Tunnettuja emissiolähteitä kouluissa ovat rakennusmateriaalit, huonekalut kuten pulpetit ja hyllyt, puutuotteiden hartsit, liimat, maalit, siivousaineet ja matot. Eräissä tutkimuksissa yleisimmät kouluista löytyneet yksittäiset VOC-yhdisteet olivat bentseeni, tolueni, etyylibentseeni ja ksyleeni (BTEX-yhdisteet). BTEX-yhdisteistä toluenin pitoisuuksien havaittiin olevan luokkahuoneissa muita yhdisteitä korkeampi. Myös formaldehydiä löytyy luokkahuoneista, sillä sitä käytetään laajasti rakennusmateriaalien ja lukuisten muiden tuotteiden valmistukseen. Koulurakennuksissa formaldehydiä emittoituu liimoista, kuitulevyistä, lastulevyistä, vanerista, eristeistä, mattojen taustoista, kankaista, maaleista, ja muista kuluttajatuotteista. Tutkimuksessa formaldehydipitoisuuksien kuitenkin havaittiin olevan todella pieniä luokkahuoneissa, ja joskus pitoisuudet olivat jopa alle havaitsemiskynnyksen. Toisaalta eräissä tutkimuksissa Serbiassa kouluissa formaldehydin keskiarvopitoisuudet kaikissa luokkahuoneissa olivat merkittävästi suositeltuja arvoja suuremmat. (Chitra & Shiva Nagendra 2018.)

Bentseeniä on muun muassa tupakansavussa ja pakokaasuissa. Lisäksi bentseeniä haihtuu ilmaan säilötystä polttoaineista. Tetrakloorietyleeni on kuivapesussa käytetty VOC-yhdiste. Rakennusmateriaalit kuten maalit, liimat, rakennus- ja kattolevyt aiheuttavat formaldehydipäästöjä. (Camacho-Montano 2018.) Pääasiallisia yhdisteiden aiheuttajia sisätiloissa ovat huonekalut (Miao ym. 2015). Tekstiilit voivat myös aiheuttaa formaldehydipäästöjä (Camacho-Montano 2018).

Haihtuvia orgaanisia yhdisteitä voivat tuottaa muiden lähteiden lisäksi monet mikro-organismit kuten sienet ja bakteerit (Chatzidiakou ym. 2012). Näiden tuottamien MVOC-yhdisteiden on havaittu voivan aiheuttaa terveyshaittoja. Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että yöllinen hengästyvyys ja astma olivat yleisempiä paikoissa, joissa oli tavanomaista suurempi MVOC-yhdisteiden pitoisuus (Kim ym. 2006). Vaikka MVOC-yhdisteitä on löydetty yli 200, kaikkia näistä erittyy myös muista lähteistä kuin mikrobisista lähteistä, kuten materiaalipäästöinä. Näin ollen ei voida suoraan sanoa, aiheutuuko sisäilman MVOC-yhdisteet kosteusvauriosta vai ei. (Korpi ym. 2009.)

Haihtuvia orgaanisia yhdisteitä syntyy paljon teollisessa tuotannossa. Kiinassa teollisuuden päästöt ovat olleet suurin antropogeeninen VOC-yhdisteiden aiheuttaja. Teollisuudessa yhdisteiden lähteitä ovat muun muassa huonekalujen ja ajoneuvojen valmistus, tuotostus, tuotteiden päällystys ja elektroniikan valmistus. Maalaus- ja painoprosesseissa pääasialliset VOC-yhdisteet ovat tolueni ja C8 aromaattiset hiilivedyt (Yuan et al. 2010).

Päästölähteitä voidaan paikantaa materiaaleista muun muassa Field and laboratory emission cell (FLEC), kupu- sekä viilto mittauksella sekä materiaalinäytteiden avulla. FLEC-menetelmään on olemassa standardi (ISO 16000-10:2006).

3.3 Fysikaalisten olosuhteiden vaikutus VOC-emissioihin

Fysikaaliset ja kemialliset olosuhteet sisätiloissa vaikuttavat VOC-pitoisuuksiin. Korkeampi lämpötila ja suhteellinen ilmankosteus lisäävät yleisesti ottaen materiaalien emissioita ja sitä kautta sisäilman VOC-pitoisuuksia. Koekammioissa tehdyt tutkimukset osoittavat, että formaldehydi emissiot 22°C lämpötilassa kasvoivat kaksinkertaisiksi, kun ilmankosteus nousi 30 %:sta 70 %:iin. Vastaava ilmiö on havaittu kenttäkokeissa. Suuri määrä kosteutta materiaaleissa tai niiden sideaineissa voi aiheuttaa kemiallisia muutoksia

niihin aiheuttaen VOC-emissioita. Kosteuden aiheuttamat lisääntyneet emissiot materiaaleissa ovat yleensä seurausta pitkäaikaisesta altistuksesta korkealle kosteuskuormitukselle. Lisääntyneet emissiot kosteudesta johtuen perustuvat yleensä kosteuden aiheuttamaan hydrolyysiin ja sen seurauksena syntyviin hajoamistuotteisiin. Muun muassa sideaineena käytettävät hartsit voivat hajota kosteuden ollessa suuri. Hajoamisesta voi syntyä formaldehydiä, ketoneita, sekä korkeampia alifaattisia ja aromaattisia aldehydejä, kuten bentsaldehydejä ja näiden johdannaisia. (Salo 2017.)

Sisäilman lämpötilalla ja ilmankosteudella osoitettiin olevan yhteys sisäilman formaldehydipitoisuuteen tutkimuksessa, joka tehtiin 289 päivähoitolaitoksessa Seoulissa, Etelä-Koreassa. Tulos antaa viitettä siitä, että sisätilojen lämpötilan alhaisena pitäminen pitää myös formaldehydipitoisuudet alhaisina suoran ja epäsuoran vaikutuksen kautta, alhaisen lämpötilan pitäessä myös ilmankosteuden alhaisena. (Hwang ym. 2017.)

3.4 **TVOC eli VOC-yhdisteiden kokonaispitoisuus**

Sisäilman VOC-pitoisuuksia mitataan yleensä mittalaitteilla, jotka mittaavat useampien VOC-yhdisteiden kokonaispitoisuutta, eli TVOC-pitoisuutta (total volatile organic compounds). TVOC-mittausten käyttökelpoisuutta sisäilman laadun indikaattorina on kuitenkin kyseenalaistettu, koska siihen liittyvä standardointi on puutteellista, ja käsitteitä ja määrittelyksiä on tulkittu eri tavoin. Sisäilmasta on löydetty yli 1000 VOC-yhdistettä, ja kunkin yhdisteen ominaisuudet kuten terveysvaikutukset vaihtelevat suuresti keskenään. Yhdisteiden erilaisista ominaisuuksista johtuen TVOC-mittauksissa terveydelle vaarattoman yhdisteen suuri pitoisuus voi korostua, ja terveydelle haitallisen yhdisteen pieni pitoisuus voi jäädä huomiotta. Sisäilman TVOC-pitoisuuksissa suositellaan käytettävän ALARA-periaatetta, jonka mukaan TVOC-pitoisuus tulisi pitää niin alhaisena, kuin se kohtuullisilla toimenpiteillä on mahdollista. Mikäli TVOC-pitoisuus sisäilmassa ylittää suositellut raja-arvot, kertoo se epätavallisen suuresta määrästä orgaanisia yhdisteitä, ja antaa aihetta jatkotutkimuksille. (Alapieti 2016.) TVOC-pitoisuutta mittaavat laitteet eivät havaitse kaikkia VOC-yhdisteitä ilmassa, mutta laskevat kokonaispitoisuuden niiden yhdisteiden perusteella, jotka ne havaitsevat. Standardin mukaiseen TVOC näytteeseen sisältyy VOC-yhdisteet, jotka ovat väliltä heksaani ja heksadekaani (ISO 16000-6:2011).

Jotkut TVOC-luokitukset vaativat, että yhdisteistä on mittauksissa tunnistettava riittävän suuri osa, kuten M1 materiaaliluokitus, jossa vaaditaan, että TVOC yhdisteistä tunnistetaan vähintään 70 % (RT 2018). TVOC-pitoisuudet vaihtelevat tyypillisesti välillä 50 – 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pitkällä aikavälillä, ja voivat kohota satoihin mg / m^3 lyhyellä aikavälillä. Tavallisesti TVOC-pitoisuudet sisäilmassa ovat luokkaa 200 – 300 $\mu\text{g} / \text{m}^3$. Jo TVOC-pitoisuus 1 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ voi sisältää satoja VOC-yhdisteitä. Yleistäen voidaan sanoa, että mitä enemmän eri VOC-yhdisteitä sisäilmassa on, sitä haitallisemmat terveysvaikutukset, vaikka TVOC-kokonaispitoisuus olisi molemmissa tilanteissa sama. Lisäksi erilaiset VOC-yhdisteiden yhdistelmät voivat aiheuttaa erilaisia terveysvaikutuksia verrattuna siihen, että nämä yhdisteet esiintyisivät yksinään. Näin ollen TVOC pitoisuutta ei voida suoraan käyttää sisäilmanlaadun mittaamiseen tai terveysvaikutusten arviointiin. (Salo 2017).

3.5 **Rakennus- ja sisustusmateriaalien emissiot**

Materiaaleista peräisin olevien haihtuvien orgaanisten yhdisteiden suurimmat lähteet ovat orgaaniset tai orgaanisia yhdisteitä sisältävät materiaalit. Rakentamisessa käytetään paljon tällaisia materiaaleja, joten suuri osa rakennusmateriaaleista on mahdollisia päästölähteitä. Orgaanisia yhdisteitä sisältäviä rakennusmateriaaleja ovat muun muassa puu,

muovit, kumit, liimat, lakat, maalit, sekä monet hartsit. Lisäksi monet epäorgaanisista yhdisteistä koostuvat materiaalit kuten tasoitteet ja hartsit sisältävät sideaineena orgaanisia yhdisteitä sisältäviä hartseja. (Alapieti 2016.)

VOC-yhdisteistä jotkut voidaan havaita hajuina sisäilmassa, ja ne voivat olla lähtöisin esimerkiksi rakennus- ja sisustusmateriaalien aineenvaihduntatuotteista, raaka-ainejäämistä tai raaka-aineiden hajoamistuotteista. Puuhuonekaluissa yhdisteitä esiintyy muun muassa lakoissa ja maaleissa, ja lastulevyissä sekä vanereissa voi esiintyä formaldehydiä sisältäviä liimoja. Tietyissä lattialaminaateissa voi olla suuriakin pitoisuuksia formaldehydiä. (Allergia-, iho-, ja astmaliitto ry. 2019)

Ilmiötä, jossa kemialliset yhdisteet haihtuvat rakennusmateriaalin pinnalta kiinteästä olomuodosta kaasumaiseksi, kutsutaan rakennusmateriaalien emissioksi. Materiaalien ollessa lopullisessa käytössään syntyy sekä primääri- että sekundaariemissioita. Primääriemissioiden pienenevät ajan kuluessa materiaalien valmistuksesta alkaen. Primääriemissioiden haihtuminen vie noin vuoden ajan. Tällöin materiaaliin sitoutumattomat yhdisteet haihtuvat. Primaariemissioiden lähteitä ovat yleensä lisäaineet, joita käytetään materiaalien valmistuksessa, kuten antioksidantit, stabilisaattorit ja pehmittimet sekä näihin kuuluvat prosessi- ja liuotinjäämät. Käytön aikana muodostuvia emissioita kutsutaan sekundaariemissioiksi. Nämä syntyvät, kun materiaaleihin sitoutuneet fysikaaliset tai kemialliset yhdisteet haihtuvat. Materiaaleihin sitoutuneita yhdisteitä voi myös syntyä jonkin ulkoisen tekijän vaikutuksesta, kuten hapettumisen, mekaanisen kulumisen, lämmön tai kosteuden johdosta. Sekundaariemissiota tapahtuu jopa usean vuoden ajan. Sekundaariemissioksi voidaan kutsua myös primääriemissiotuotteiden sisäilmassa tapahtuvaa reagointia itsensä tai sisäilman reaktiivisten yhdisteiden kanssa, jolloin muodostuu uusia kemiallisia yhdisteitä. (Alapieti 2016.)

Materiaaleista haihtuvien yhdisteiden emissiot sisäilmaan aiheutuvat yhdisteiden diffuusiokertoimista materiaaleissa, yhdisteiden höyrynpaineesta, ja lämpötilasta. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden emissionopeuteen vaikuttavat sisäilman konsentraatio sekä yhdisteen höyrynpaine ja kiehumispiste. Yhdisteen höyrynpaine on sitä korkeampi, mitä matalampi kiehumispiste yhdisteellä on. Yhdisteen pitoisuuden ollessa sisäilmassa pieni, kasvaa yhdisteen ja sisäilman välinen höyrynpaine-ero, jolloin emissionopeus kasvaa. Materiaalien emissiot sisätiloihin aiheutuvat näin ollen useasta prosessista, joihin vaikuttavat ympäröivät olosuhteet materiaalien ominaisuuksien ohella. Emissioiden voidaan kuitenkin katsoa johtuvan pääasiassa kahdesta prosessista: yhdisteiden diffuusiosta materiaalin sisällä, ja niiden haihtumisesta materiaalin pinnalla. (Haghighat & De Bellis 1998.)

3.6 Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden terveysvaikutukset

Suora altistus VOC-yhdisteille voi vaikuttaa terveyteen monella tapaa. Sillä voi olla kroonisia tai akuutteja vaikutuksia muun muassa hengitysjärjestelmään ja hematopoieettiseen järjestelmään. Altistumisella voi olla myös vaikutus hermostojärjestelmään voidaan aiheuttaa aistiärsytystä, allergioita, astmaa, sekä leukemiaa. (Ruipeng ym. 2018) Lisäksi VOC-yhdisteiden uskotaan voivan aiheuttaa päänsärkyä, keskittymisongelmia, sekä limakalvojen kuivumista ja ärtymistä nenässä, silmissä ja kurkussa (Szulczynski & Gebicki 2017). Villberg ym. 2008 tekemässä tutkimuksessa havaittiin, että lääkärin toteaman uuden astman riski kolminkertaistui, mikäli sisäilman 2,2,4-trimetyyli-1,3-pentaanidioli diisobutyraatti (TXIB) -pitoisuus kohosi yli $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Villberg ym. 2008). Lapsille suuret pitoisuudet haihtuvia orgaanisia yhdisteitä voivat aiheuttaa vakavia hengitys-, allergia- tai immuunisairauksia tai -oireita. Teollisuudenaloista huonekalujen valmistuksessa on

suurin VOC-yhdisteisiin liittyvä terveysriski. (Wang ym. 2013.) Mikrobiperäisillä VOC-yhdisteillä eli MVOC (microbial VOC) -yhdisteillä sisäilmassa on havaittu olevan yhteys astmaan tai allergioihin (Chatzidiakou et al. 2012).

Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden yleinen ominaisuus tuottaa epämiellyttävää hajua aiheuttaa sisätilaympäristön ja sisäilman laadun heikkenemistä, ja sitä kautta mahdollisesti myös terveysvaikutuksia. Hajut ovat kemiallisia aineita, jotka stimuloivat hajuaistia, jonka myötä tuoksu aistitaan. Epämiellyttävien hajujen jatkuva tai jaksollinen esiintyminen ympäröivässä ilmassa aiheuttaa hajuhaitan. Tämän kaltaiset tilanteet luokitellaan yhdeksi yleisimmistä julkisista valituksen aiheista. Useissa raporteissa on mainittu hajuhaittojen olevan yksi tärkeimmistä ongelmista ympäristön ilmansaasteiden suhteen. Ihmisenä toimii luonnollisena havaitsijana epämiellyttävälle hajulle. Epämiellyttävät hajut liitetään luonnostaan vaaraan, negatiivisiin tuntemuksiin, ja voivat aiheuttaa psykosomaattisia oireita. Näitä hajuja sisältävien päästöjen voidaankin katsoa olevan merkittävä ympäristöllinen ongelma. Hajukynnyksellä tarkoitetaan pienintä pitoisuutta, joka stimuloi ihmisen hajuaistia, eli jonka ihminen kykenee haistamaan. Formaldehydin hajukynnys on 830 ppb, asetaldehydin 210 ppb, ja etanolin 55 000 ppb. Teknisillä mittalaitteilla kyetään mittaamaan kuitenkin huomattavasti näitä alhaisempia pitoisuuksia. (Szulczynski ym. 2017.)

VOC-yhdisteiden vakavat terveydelliset vaikutukset johtuvat siitä, että osalla niistä on myrkyllisiä, karsinogeenisia, mutageenisia tai neurotoksisia ominaisuuksia. Sisäilmasta on tunnistettu noin 500 haihtuvaa yhdistettä, joista kuitenkin vain muutaman on todistettu olevan patogeenisiä eli sairauksia aiheuttavia. Yhdisteistä useiden uskotaan kuitenkin myötävaikuttavan oireisiin kuten allergioihin, päänsärkyyn ym. (Szulczynski & Gebicki 2017.) Taulukossa 2 on listattu formaldehydin eri pitoisuuksista koituvia terveysvaikutuksia.

Taulukko 2. Formaldehydin terveysvaikutukset. (WHO 2000)

Pitoisuus (mg/m ³)	Altistustyyppi	Terveysvaikutus yleisväestöön
0,03	Toistuva altistus	Hajun havaitsemis kynnys (10% väestöstä)
0,18	Toistuva altistus	Hajun havaitsemis kynnys (50% väestöstä)
0,6	Toistuva altistus	Hajun havaitsemis kynnys (90% väestöstä)
0,1 - 3,1	Kerta ja toistuva altistus	Kurkun ja nenän ärsytys kynnys
0,6 - 1,2	Kerta ja toistuva altistus	Silmien ärsytys kynnys
0,5 - 2,0	3-5 h	Vähentynyt nenän liman kulku
2,4	40 min kahtena peräkkäisenä päivänä sisältäen 10 min kohdalaista kuntoilua toisena päivänä.	Jälkialtistus, päänsärky
2,5 - 3,7	määrittelemätön	Pisteliäs tuntemus silmissä ja nenässä
3,7	Kerta ja toistuva altistus	Alentunut keuhkojen toiminta raskaassa kuntoilussa
5 - 6,2	30 min altistus	Siedettävissä 30 min ajan kyynelehtien
12 - 25	määrittelemätön	Voimakasta kyynelehtimistä

37 - 60	määrittelemätön	Keuhkoödeema, keuhkokuume, hengenvaara
60 - 125	määrittelemätön	Kuolema

WHO:n ilmanlaatuohje asettaa ohjearvoja eri VOC-yhdisteiden pitoisuuksille aikaa kohden. WHO:n ohje perustuu asiakirjaan ”2005 maailmanlaajuinen päivitys WHO:n ohjeisiin ulko- ja sisäilman valituista saasteista” (Kumar ym. 2016). Ilmanlaatuohje asettaa seuraavia raja-arvoja: tolueeni $260 \mu\text{g} / \text{m}^3 / \text{vko}$, formaldehydi $100 \mu\text{g} / \text{m}^3 / 30\text{min}$, tetrakloroetyleni $250 \mu\text{g} / \text{m}^3 / \text{vuosi}$. Lisäksi ohjeen mukaan bentseenialtistukselle ei tunneta turvallista raja-arvoa, jonka vuoksi järjestö toteaa olevan tarkoituksenmukaista vähentää sisäilman bentseeni pitoisuus niin alas kuin mahdollista. (WHO 2010.) WHO:n määritelmän mukaan TVOC-pitoisuus alle $100 \mu\text{g} / \text{m}^3$ on harmiton määrä. (Szulczynski & Gebicki 2017). TVOC-yhdisteiden eri pitoisuuksien aiheuttamia terveysvaikutuksia on kuvattu taulukossa 3. Alin pitoisuus formaldehydiä, joka aiheuttaa aistiärsytystä silmiin ihmisillä on $380 \mu\text{g} / \text{m}^3$ neljän tunnin ajalla. Silmänräpätysten tihtymistä ja sidekalvon punoitusta ilmenee $600 \mu\text{g} / \text{m}^3$ pitoisuuksista alkaen. Seurausten kumuloitumisesta pidemmissä altistuksissa ei ole löydetty viitteitä. Jotkut yksilöt voivat aistia hajuja ja kokea aistiärsytystä, ja lisäksi jotkut voivat havaita jopa alle $100 \mu\text{g} / \text{m}^3$ formaldehydi pitoisuuksia. WHO ei silti pidä näitä pitoisuuksia haitallisena terveydelle. (WHO 2010.)

Taulukko 3. Eri TVOC pitoisuuksien aiheuttamat terveysvaikutukset (Sisäilmayhdistys ry 2019).

TVOC pitoisuus ($\mu\text{g} / \text{m}^3$)	Terveysvaikutus
< 200	ei oireilua
200 - 3000	oireilua voi esiintyä
>3000	epämiellyttävä olo
>25000	myrkytysoireita

WHO:n (Maailman terveysjärjestö) sisäilman laadun suosituksia mukailevien eurooppalaisten tutkimusprojektien SINPHONIEn ja School of the Futuren mukaan formaldehydi pitoisuuksien ei tulisi ylittää $100 \mu\text{g} / \text{m}^3$ keskiarvoa yli 30 minuutin altistuksessa, jotta voidaan välttää lyhyen aikavälin ärsytysoireet ja pitkän aikavälin terveysvaikutukset aikuisten ja lasten osalta. Jotta arvoa $1 \text{mg}/\text{m}^3$ ei ylitettäisi, järjestöt suosittavat ilmanvaihdon lisäämistä tiloihin. Yhdisteiden päästöjen aiheuttamien ongelmien välttämiseksi alusta alkaen järjestöt suosittavat parhaana toimintatapana käyttämään koulurakennuksissa sertifioituja rakennusmateriaaleja, jotka aiheuttavat alhaisia VOC-päästöjä. Saksan kansallinen ympäristövirasto suosittaa formaldehydipitoisuuksien pitämisessä alle $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rajan. (Camacho-Montano 2018.)

3.7 Voimassa olevat määräykset ja asetukset

3.7.1 Suomen laki

Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden mittaustekniikka on edennyt viime vuosina nopeasti, ja määräykset ja asetukset ovat jääneet jälkeen kehityksestä. Sikäli uusinta tekniikkaa edustavien mittarien voidaan sanoa olevan edellä aikaansa. Määräysten tulisi ottaa huomioon myös ihmisten altistumisaika eri VOC-pitoisuuksille pitoisuuksien raja-arvojen lisäksi, sillä yhdisteiden pitoisuuden ohella altistusajalla on merkitystä terveysvaikutuksiin. Suomen lakiin kirjatut toimenpiderajat VOC-yhdisteiden pitoisuuksista liittyvät Sosiaali- ja terveysministeriön asetukseen asunnon ja muun oleskelutilan terveydellisistä olosuhteista sekä ulkopuolisten asiantuntijoiden pätevyysvaatimuksista. Asetuksen, jota

kutsutaan myös asumisterveysasetukseksi 15§ koskee haihtuvia orgaanisia yhdisteitä. Pykälän mukaan yhdisteiden tolueenivasteella lasketun kokonaispitoisuuden toimenpideraja on huoneilmassa $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Yksittäisen haihtuvan orgaanisen yhdisteen toimenpideraja pykälän mukaan on $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tietyillä yhdisteillä on tätäkin tiukempia pitoisuusrajoja, kuten 2,2,4-trimetyyli-1,3-pentaalidioli di-isobutyyraatti (TXIB) ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 2-etyyli-1-heksanoli (2EH) ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), naftaleeni (hajuja ei saa esiintyä, muuten $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ja styreeni ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Formaldehydin osalta sisäilman vuosikeskiarvo ei saa ylittää $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ja keskiarvopitoisuus 30 min mittauksessa ei saa ylittää $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Terveysturvallisuuslaki 545/2015.)

3.7.2 Rakentamismääräyskokoelma

VOC-pitoisuuksiin sisäilmassa liittyy kiinteästi myös ilmanvaihdon tehokkuus. Suomen rakentamismääräyskokoelman kohta 1009/2017 sisältää määräyksiä sisäilmanlaatuun ja ilmanvaihtoon liittyen, ja on nimeltään ”Ympäristöministeriön asetus uuden rakennuksen sisäilmastosta ja ilmanvaihdosta”. Asetus koskee uuden rakennuksen suunnittelua ja rakentamista, sekä myös rakennuksen laajennusta ja kerrosalaan laskettavan tilan lisäämistä. Asetusta ei kuitenkaan sovelleta esimerkiksi sellaisen rakennuksen suunnitteluun ja rakentamiseen, joka on tarkoitettu käytettäväksi alle 4 kk ajan vuodessa. Asetus liittyy oleellisesti haihtuvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuuteen sisäilmassa, koska ilmanvaihtokerroin vaikuttaa VOC-yhdisteiden pitoisuuteen sisäilmassa. Asetuksessa määrätään muun muassa ilmanvaihtokertoimen ja ulkoilmavirran arvoja. Määräyskokoelman mukaan oleskelutilojen ulkoilmavirraksi on mitoitettava vähintään $6 \text{ dm}^3/\text{s}$ henkilöä kohti, jos lisäilmavirran tarvetta ei aiheudu kohteen käyttötarkoituksesta. Koko rakennuksen ulkoilmavirraksi on mitoitettava vähintään $0,35 (\text{dm}^3/\text{s}) / \text{m}^2$ suunniteltuna käyttöaikana, myös mikäli lisäilmavirran tarvetta ei kohteen käyttötarkoituksesta aiheudu. (Ympäristöministeriö 2017) Lukema vastaa ilmanvaihtokerrointa $0,5 \text{ l/h}$ huoneessa, jonka vapaa korkeus on $2,5 \text{ m}$ (Ympäristöministeriö 2012). Asunhuoneiston ulkoilmavirraksi tulee mitoittaa vähintään $18 \text{ dm}^3/\text{s}$. Muun kuin asuinrakennuksen ulkoilmavirran on oltava vähintään $0,15 (\text{dm}^3/\text{s}) / \text{m}^2$ (vastaa ilmanvaihtokerrointa $0,2 \text{ l/h}$ huoneessa, jonka vapaa korkeus on $2,5 \text{ m}$ (Ympäristöministeriö 2012)) suunnitellun käyttöajan ulkopuolella, ja lisäksi ilman tulee vaihtua kaikissa huonetiloissa. Määräykset eivät kuitenkaan koske sellaista rakennuksen laajennusta tai kerrosalaan laskettavan tilan lisäämistä, jossa olemassa olevaa ilmanvaihtojärjestelmää käytetään ilmanvaihtoratkaisuna siten, ettei sisäilman laatu rakennuksessa heikkene. (Ympäristöministeriö 2017)

3.7.3 WHO

WHO eli Maailman terveysjärjestö on määritellyt viitearvoja VOC-yhdisteille. Suositus formaldehydin osalta on $100 \mu\text{g} / \text{m}^3$ (30 min), naftaleenin $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 vuosi) ja tetra-kloorietyleeni $0,25 \text{ mg} / \text{m}^3$. Trikloorietyleenin karsinogeenisyysriski on $4,3 * 10^{-7} / \text{pitoisuusyksikkö}$, eli elämän pituisella $1 \mu\text{g} / \text{m}^3$ altistuksella todennäköisyys sairastua syöpään on noin $4,3 * 10^{-7}$. C_6H_6 (bentseenin) osalta WHO ei ole määritellyt turvallista altistus-pitoisuutta, mutta pitoisuudelle $1 \mu\text{g} / \text{m}^3$ jatkuvan altistuksen on arveltu aiheuttavan $6*10^{-6}$ todennäköisyyden leukemiaan sairastumiselle. (WHO 2010.)

3.7.4 Muut viitearvot

Työterveyslaitos (TTL) julkaisee viitearvoja haihtuvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuuksista toimistorakennuksissa. Viitearvot on lueteltu taulukossa 4, ja niiden ylittyminen voi TTL:n mukaan viitata sisäilmasto-ongelmiin.

Taulukko 4. TTL:n viitearvoja formaldyhydin ja TVOC yhdisteiden osalta (TTL 2017).

Yhdiste	Arvot, joiden ylittyminen voi viitata sisäilma ongelmiin
Formaldehydi	>15 µg/ m ³ , formaldehydi voi aiheuttaa ärsytysoireita herkällä henkilöllä hyvin pienissä pitoisuuksissa
TVOC	>100 µg/ m ³
Ammoniakki	>25 µg/m ³
Bentseeni	1 µg/m ³
Tolueeni	4 µg/m ³

Sisäilmayhdistyksen Sisäilmastoluokitus 2018 on luokitusjärjestelmä, jonka tavoitteena on edistää entistä terveellisempien ja viihtyisämpiä rakennusten rakentamista. Sisäilmastoluokitus 2018:n mukaiset ilmanvaihtoluokat on kuvattu taulukossa 5. Luokituksen mukaan normaalin käyttöajan ulkopuolella rakennuksen perusilmanvaihdon on oltava vähintään 0,15 – 0,2 l/s/m². (Rakennustieto 2018.) Yhdistyksen mukaan turvallisen pitoisuuden raja TVOC-yhdisteille terveyden kannalta on 200µg/m³ (Sisäilmayhdistys ry 2019b).

Taulukko 5: Sisäilmastoluokitus 2018 mukaiset ilmanvaihtoluokat (Rakennustieto 2018).

Sisäilmastoluokka	Ilmanvaihtoluokka
S1	0,5 l/s / lattia m ² + 10 l/s / hlö
S2	0,35 l/s / lattia m ² + 7 l/s/hlö
S3 / D2	0,35 l/s /lattia m ² tai min. 6 l/s/hlö

EU:ssa ei ole olemassa yhtenäisiä linjauksia sisäilman VOC-pitoisuuksille vakavista terveysvaikutuksista huolimatta (Camacho-Montano 2018). Kahden EU-valtion (Saksa ja Yhdistynyt Kuningaskunta) sekä Singaporen TVOC-viitearvoja on lueteltu taulukossa 6.

Taulukko 6. Viitearvoja muualla maailmassa: (Umweltbundesamt 2018, IEEME 1996, Mumovic ym. 2018)

Valtio	TVOC viitearvo	Tarkennus
Saksa	200-300 µg/m ³	pitkän ajan keskiarvo
Singapore	< 3 ppm (tolueeni referenssinä)	Hyväksyttävän pitoisuuden raja toimistoilmassa
Yhdistynyt Kuningaskunta	< 300 µg/m ³	Suosittelua pitoisuus kansallisiin rakennuksiin

3.7.5 Materiaalien päästöluokitus

Rakennusmateriaalien VOC-yhdisteiden päästöille on olemassa päästöluokkia ja raja-arvoja. EU on luonut EU-LCI järjestelmän, jossa on määritelty raja-arvot 82:lle eri VOC yhdisteen emissiolle rakennusmateriaaleissa. Arvot perustuvat terveysvaikutuksiin, joita yhdisteiden sisään hengittäminen aiheuttaa. Mittaukset suoritetaan laboratorioissa rakennusmateriaaleille 28 päivän jälkeen. Raja-arvot on asetettu siten, että niiden ylittämisestä voi aiheutua terveydellisiä riskejä pitkäaikaisessa altistuksessa yleisväestölle. (Euroopan Komissio 2018a,b)

Suomessa on käytössä rakennusmateriaalien päästöluokitusjärjestelmä, johon on sisällytetty myös sisustusmateriaalit ja kalusteet. Luokiteltavia tuotteita ovat rakennusmateriaalien lisäksi kiintokalusteet kuten keittiökaapit, tasot, ja ovet, päällystämättömät huonekalut kuten lipastot, hyllyt, tulit ja kaapit, sekä päällystetyt tuolit eli toimistotuolit. Päästöluokitus on yleensä merkitty rakennusmateriaalien kuten maalipurkkien tai lattianpäällysteiden pakkausten kylkiin. Luokitusjärjestelmässä materiaalit luokitellaan haitallisten aineiden emissioiden perusteella päästöluokkiin M1, M2, ja M3. Näistä luokista M1 on vaativin. Materiaalien tai tuotteiden tulee täyttää päästövaatimukset neljän viikon ikäisinä. Luokkaan M3 kuuluvat materiaalit, joiden emissioita ei ole testattu sekä materiaalit, joiden epäpuhtauspäästöt ylittävät luokan M2 raja-arvot. Luokkien M1 ja M2 raja-arvot on esitetty taulukossa 7, luokan M1 raja-arvot pehmustetuille työtuoleille taulukossa 8. (Rakennustieto 2019.) EU pyrkii kehittämään CE-merkkejä VOC-yhdisteiden emissioille rakennusmateriaaleissa- ja tuotteissa. Aihe on herättänyt huolta Suomessa sen osalta, syrjäyttääkö EU:n ideoima uusi järjestelmä käytössä olevan M-luokitusjärjestelmän, joka on osittain EU:n ajamaa luokitusjärjestelmää tiukempi. Näin ollen rakennusmateriaalien ja -tuotteiden laadun pelätään laskevan tältä osin. (Salo 2017)

Taulukko 7. Rakennusmateriaalien M1 ja M2 luokkien vaatimukset VOC-yhdisteiden osalta (RT 2018).

Tutkittavat ominaisuudet	M1 –luokan vaatimukset (mg / m ² h)	M2 –luokan vaatimukset (mg / m ² h)
Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden (TVOC) kokonaisemissio. Yhdisteistä tunnistettava vähintään 70 %.	< 0,2	< 0,4
Yksittäinen VOC µg/m ³	≤ EU-LCI	≤ EU-LCI
Formaldehydin (HCOH) emissio	< 0,05	< 0,125

Taulukko 8. M1 luokitusrajat pehmustetuille työtuoleille (RT 2018).

Ominaisuus	M1 –luokan vaatimukset [µg / m ³]
Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden (TVOC) kokonaisemissio. Yhdisteistä tunnistettava vähintään 70 %.	< 20
Yksittäinen VOC µg/m ³	≤ EU-LCI, ≤ 10
Formaldehydin (HCOH) emissio	< 10

3.8 ***Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden mittauksia tarjoavia yrityksiä Suomessa***

Suomessa toimii yhä useampia liikeyrityksiä, jotka tarjoavat VOC-yhdisteiden mittauksia palveluina. Yritykset tarjoavat Tenax-putkeen otettavaa VOC-näytettä, sekä mittauksia jatkuvatoimisilla kemiallisilla antureilla. Mittauspalveluiden tarjonnan voimakkaaseen kasvuun on vaikuttanut muun muassa jatkuvatoimisten mittareiden yleistymisen hintojen alenemisen myötä, sekä tietoisuuden kasvu haihtuvien orgaanisten yhdisteiden aiheuttamista terveyshaitoista. Jatkuvatoimista VOC-mittausta tarjoavat Suomessa esimerkiksi taulukossa 9 luetellut yritykset. Monet rakennusten kuntotarkastuksia tekevät yritykset ovat lisänneet kertaluonteiset kemiallisilla antureilla tehtävät VOC-mittaukset palvelulu-
likoimaansa.

Taulukko 9. Jatkuvatoimista TVOC-mittausta tarjoavia yrityksiä Suomessa.

TVOC-mittausta tarjoava yritys	Kotipaikka
Telia Oy	Helsinki
Delete Group Oy	Helsinki
Smartwatcher Oy	Vantaa
Ramboll Finland Oy	Espoo

4 Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden mittalaitteet

4.1 *Kemialliset anturit*

4.1.1 Yleistä

VOC-yhdisteitä voidaan mitata hinnaltaan edullisilla kemiallisilla antureilla sekä kalliimmilla paikallisilla mittaussjärjestelmillä. Näitä ovat mm. kaasukromatografit, ultravioletti ja infrapuna spektrometrit, massaspektrometrit, elektronisieppaus havaintolaitteet, liekin ionisaation havaitsijat, fotoionisaation havaitsijat ja lämmönjohtavuuden havaitsijat. Käytettävän anturin valintaan vaikuttaa mitattava kaasu, ennakoitu kaasun pitoisuus ilmassa, tarvitaanko liikuteltavaa vai paikallaan olevaa mittaria, halutaanko havaita alueellisia vai pistemäisiä saasteita, sekä onko läsnä muita kaasuja, jotka voivat vaikuttaa anturin tuottamaan tietoon tai vahingoittaa mittalaitetta. (Szulczynski & Gebicki 2017.)

Sanonnan ”mitä voidaan mitata, sitä voidaan kehittää” mukaisesti antureiden yleistymisen niiden mittaustarkkuuden ja luotettavuuden paranemisen myötä sisäilman laatua voitaisiin entistä paremmin hallita. Tätä kautta voidaan parantaa rakennuksen käyttäjien terveyttä vähentämällä altistusta huonolaatuiselle sisäilmalle. Lisääntynyt tarkkuus paikan ja ajan huomioivassa ilmanlaadun mittaustuloksissa mahdollistaa yhä järkevämmät ja optioituneet keinot hallita ilmanvaihtostrategioita, ennaltaehkäisevät huonoja ratkaisuja ja niitä seuraavia negatiivisia vaikutuksia käyttäjien terveydelle (Kumar ym. 2016).

Kemialliset anturit soveltuvat sisäilman VOC-yhdisteiden mittaukseen, ja ne toimivat muuntamalla ympäristöstä kerätyn kemiallisen tiedon analyttisesti hyödylliseksi tiedoksi. Kemiallisen anturin etuja ovat alhainen kustannus, yksinkertainen suunnittelu, mahdollisuus pienoiskoon laitteeseen, sekä suhteellisen hyvät mittaussominaisuudet kuten herkkyys, valikoivuus, mittaustulos, lineaarisuus ja vasteaika (Szulczynski & Gebicki 2017). Valikoivuus kuvaa anturin kykyä reagoida tiettyyn yhdisteeseen siten, että se ei reagoi samalla muihin yhdisteisiin (EPA 2014). Kemiallisilla antureilla voidaan mitata yhdisteitä sisäilmassa jatkuvatoimisesti, jolloin mittaustulokset saadaan käyttöön reaaliaikaisesti. Kemiallisen anturin valinta käyttökohteeseen tehdään sen perusteella, kuinka suuri on ilman VOC-pitoisuus (Szulczynski & Gebicki 2017). Antureilla on myös rajoitteita, kuten joidenkin anturien kohdalla lyhyt käyttöikä (Kumar et al. 2016).

Ilmanlaatua mittaavat anturit sisältävät mikrosähkömekaanisia järjestelmiä (microelectromechanical systems, MEMS), jotka ovat valmistettu mikrovalmistustekniikoilla. MEMS-järjestelmät ovat muuntimia, jotka on sähköisten piirien avulla yhdistetty mikroprosessoreihin. Muuntimet reagoivat ympäristössä tapahtuviin muutoksiin fysio-kemiallisin muutoksien, ja näitä muutoksia käytetään hyväksi synnyttämään sähköisiä pulsseja. Sähköiset pulssit muutetaan signaaleiksi ja muunnetaan digitaalseksi dataksi analogi-digitaali -muuntimien ja mikroprosessorien avulla. MEMS-muuntimet voivat vaihdella kemialliselta koostumukseltaan, muodoltaan ja kooltaan. Lisäksi niiden toimintaperiaate voi perustua mikrofluidiin, optiikkaan, kaasuun tai nanomateriaaliin. (Kumar ym. 2016.)

Kaasuanturit analysoivat reaktioita aistivan materiaalin ja kohdekaasujen välillä, muodostavat niistä sähköisiä pulsseja ja sitä kautta kykenevät mittaamaan kaasumaisten yhdisteiden pitoisuuksia. Elektronisten kaasuanturien toimintaperiaate perustuu yleensä muutoksiin ohuiden puolijohdekalvojen sähköisissä ominaisuuksissa. Yleensä näissä antureissa käytetään n-tyypin puolijohdekalvoja, joissa sähköjohtavuus on pitkälti riippuvainen ylimmästä ulkopinnan kerroksesta. Ulkopinnan kerros on yleensä nanorakenteinen paran-

taen anturin herkkyyttä. Kohdekaasun adsorboiduttua puolijohteen pinnalle tai desorboiduttua puolijohteen pinnalta, puolijohdepinta sieppaa tai luovuttaa elektroneja, jolloin sen sähkönjohtavuus muuttuu. Kalvojen herkkyys on verrannollinen pinta-aktiivisten kohteiden lukumäärään, joihin kohdekaasun on mahdollista adsorboitua, ja niiden pinta-tilavuus-suhteeseen. Herkkyyden parantamiseksi kalvoja onkin pyritty nanostrukturoimaan. VOC-yhdisteiden mittaaminen edellyttää korkeamman asteen valikoivuutta kuin tavanomaisen kaasujen kuten CO tai O₃ mittaaminen. Suurempaa valikoivuutta tarvitaan, koska useimmat sisäilman VOC-yhdisteet esiintyvät alhaisina pitoisuuksina, ja osa niistä kuten bentseeni ja formaldehydi ovat erittäin myrkyllisiä. (Kumar ym. 2016.)

Anturien tuottama spatiaalis-temporaalinen mittausdata voisi mahdollistaa sisäilman VOC-lähteiden havaitsemisen ja paikallistamisen. Tavanomaiset mittausmenetelmät ovat kalliita, ja niiden rajoitteet estävät niitä tuottamasta paikan ja ajansuhteen tietoa ilmanlaadusta. Riittävän laadukkaiden reaaliaikaisten jatkuvatoimisten mittavälineiden olemassaolo voisi muuttaa tapaamme hallita sisäilman laatua. Tarve kemiallisia antureita hyödyntäville jatkuvatoimisille sisäilman laadun mittalaitteille on siis olemassa.

Sisäilmanlaadun mittareilta vaaditaan erityisiä ominaisuuksia, ja näitä ovat muun muassa alhainen yksikköhinta anturille ja mittausjärjestelmälle. Sisäilman mittalaitteiden tulisi myös kyetä havaitsemaan alhaisia saastepitoisuuksia, mikä on osoittanut haastavaksi. Anturien koko tulisi olla pieni, jotta laitteet olisivat huomaamattomia eivätkä kenenkään tiellä. Myös laitteiden hiljainen toiminta on tärkeää, jotta rakennuksen käyttäjille ei aiheudu häiriötä. (Kumar ym. 2016.) Tehonkulutuksen tulee olla alhainen, mikäli laite ei toimi verkkovirralla, jotta laitteen huollon tarve vähenee.

Kemiallisia antureita on käytetty jo useiden vuosikymmenien ajan haitallisten kaasujen tunnistamiseen sisätiloissa. Havaitun kaasun tiheyden saavuttaessa tietyn kynnsarvon, käynnistää sähköinen signaali hälytyksen varoittaen käyttäjiä tietyn kaasun pitoisuuden olevan turvallisen tason yläpuolella. Tarkoituksena on muun muassa ollut tunnistaa kaasulieden vuodot. Nykyään näihin laitteisiin voidaan yhdistää älykkäitä kodin järjestelmiä, jolloin tilanteen vaatiessa lähtee automaattinen hätäkutsu tai viesti paikallisille viranomaisille, jossa kerrotaan vallitsevat olosuhteet sisätiloissa. Monitorointitekniologia palavien ja vaarallisten kaasujen varoitusjärjestelmänä on kehittyntä, toisin kuin teknologia, jota käytetään mittaamaan ihmisten altistumista päästöille sisä- ja ulkoilmassa. Ihmisten altistusta sisäilman päästöille mitattaessa anturien tulisi kyetä havaitsemaan huomattavasti pienempiä pitoisuuksia kuin ulkoilmassa. Tähän saakka antureita on käytetty ilman-saasteiden mittaukseen erityisesti teollisessa tarkoituksessa sekä ajoneuvojen päästöihin liittyen. Näissä tilanteissa ilmansaasteiden pitoisuudet ovat suuria verrattuna asuinrakennusten sisäilman pitoisuuksiin. Alhaisille pitoisuuksille herkkien anturien valmistaminen aiheuttaa ongelmia etenkin antureiden valikoivuuden suhteen. (Kumar ym. 2016.)

Ilmaa mittaavat anturit tarjoavat mahdollisuuden mitata ja arvioida sisäilman laatua reaaliaikaisesti. Useimmat sisäilman laatua mittaavat anturit, joissa on mukana kommunikatioprotokolla, kykenevät lähettämään dataa reaaliaikaisesti digitaalisille alustoille kuten palvelimelle, tietokoneelle tai älylaitteelle. Näiltä laitteilta tieto lähetetään internetportaaliiin, josta tietoa voidaan lukea visuaalisessa muodossa reaaliaikaisesti. Mittalaitteen suorituskykyominaisuudet määrittävät sen kelpoisuuden sisäilman monitorointiin. (Kumar ym. 2016)

Sisäilman laadun tutkimuksissa terveysvaikutusten arviointi on tehty perinteisesti passiivisten näytekeräimien avulla, jotka on sijoitettu kiinteisiin paikkoihin rakennuksissa. Paikat on valittu sen mukaan, missä on arveltu olevan suuria pitoisuuksia päästöjä. Toisaalta mittarit ovat voineet kulkea vapaaehtoisten henkilöiden mukana, erityisesti kun töissä aiheutuvaa altistusta on pyritty arvioimaan. Näillä menetelmillä heikkoutena on se, että saatu pitoisuus on keskiarvo pitkältä aikaväliltä useista tunneista päiviin, eikä menetelmillä saada selvyyttä pitoisuuksien paikallisesta vaihtelusta. Reaaliaikainen jatkuvatoiminen mittaus mahdollistaa ajan ja paikan huomioivan sisäilman laadun mittaamisen, sekä reaaliaikaisen pitoisuuksien tunnistamisen. Mitattuja pitoisuuksia voidaan tällöin verrata ohjearvoihin tai standardeihin. Mittaus tuo esiin hetkelliset piikit pitoisuuksissa, jotka perinteisillä mittausmenetelmillä tasoittuisivat pitkän ajan keskiarvoissa pois. Useimpien sisäilman päästöjen lähteiden hetkellinen luonne aiheuttaa suurta ajallista ja paikallista vaihtelua päästöjen pitoisuuksiin, joka tulisi ottaa huomioon altistus- ja riskiarvioissa. Perinteiset mittausmenetelmät eivät kykene ottamaan huomioon pitoisuuksien paikallista vaihtelua, sillä mittalaitteita on käytössä lähes poikkeuksetta hyvin rajallinen määrä. Useiden jatkuvatoimisten mittalaitteiden käyttö sen sijaan on kustannustehokkuuden ja pienen koon ansiosta mahdollista, kasvattaen paikallisen datan saatavuutta. Tällöin riskiarvion luotettavuus paranee, koska epävarmuus mittauspisteiden ja pitoisuuden sijainnin mukaisen vaihtelun välillä vähenee. Spatiaalisen resoluution eli paikallisen erotuskyvyn kasvaessa mittauksia voidaan kohdentaa tiettyihin päästölähteisiin. Sen myötä VOC-yhdisteiden lähteiden tunnistaminen ja analysointi voisi tulla mahdolliseksi. (Kumar ym. 2016)

Anturitekniikka on jo kehittänyt mittaamaan tiettyjä sisäilmaston parametreja, kuten ilmakehän kosteutta (RH%), hiilidioksidipitoisuutta (CO₂), ja ilman lämpötilaa. Näitä ominaisuuksia mitataan jo monissa rakennuksissa ympäri maailman, ja esimerkiksi eräissä kouluissa Saksassa on käytössä liikennevalomalli ilmaisten CO₂-pitoisuutta tilassa, jossa vihreä valo palaa, kun pitoisuus on alle suositellun raja-arvon. Raja-arvon läheisyydessä oleva pitoisuus puolestaan sytyttää keltaisen valon, ja mikäli pitoisuus nousee yli suositellun, punainen valo syttyy palamaan. Punaisen valon syttyttyä tiedetään ryhtyä toimenpiteisiin hiilidioksiditason normalisoimiseksi esimerkiksi avaamalla ikkunoita. Monien muiden sisäilman komponenttien kohdalla, kuten VOC-yhdisteiden, mittaustekniikassa ei olla vielä läheskään näin pitkällä. Mittauslaitteiden tulisi olla kalibrointi- ja huoltopaikka, jolloin niitä voitaisiin käyttää kuten lämpötila- CO₂- tai RH% antureita. Anturien asentamiseen rakennuksiin liittyy kuitenkin eettisiä näkökulmia, kun ajallisesti tiheät mittausvälit yhdessä paikkatiedon kanssa voivat paljastaa rakennuksen käyttäjien aktiivisuudesta yksityiskohtaista tietoa. Yksityisyyttä suojaavia määräyksiä voitaisiin mahdollisesti kuitenkin muuttaa yhteisön hyväksynnällä, yksilöiden ymmärtäessä anturien hyödyllisyyden. (Kumar ym. 2016.)

Jotta mittaustekniikka saadaan yleistymään rakennuksiin, vaaditaan aluksi selkeitä ohjeistuksia, standardeja ja määräyksiä VOC-pitoisuuksien sallituista tasoista. Sisäilman laatua koskevia määräyksiä on kuitenkin vaikeaa saada ulottumaan asuinrakennuksiin. Ensiksi, määräysten valvonta vaatisi säännöllistä sisäilman mittausta näissä ympäristöissä, vaatien anturitekniikan kehittymistä ja mittalaitteiden sijoittamista asuinrakennuksiin tulevista pakolliseksi. VOC-mittalaitteiden toteutumisesta voidaan pitää kuitenkin hyvin epätodennäköisenä. Toisekseen mittaustulosten tulkinta voi olla haasteellista. Näistä syistä mittalaitteet tuskin tulevat yleistymään laajasti lähiaikoina asuinrakennuksissa. Mittalaitteiden yleistymisen tiellä on lisäksi vielä olennaisempi ongelma: ihmisten epätietoisuus sisäilman laatuun sisältyvistä riskeistä ja vaaroista terveydelle. Terveysvaikutuksia ei aiheuta vain rakennusmateriaaleista, esineistä ja ulkoa ilmanvaihdon mukana

emittoituvat päästöt, vaan lisäksi ihmisten itse aikaansaamat päästöt esim. tuoksuja, puhdistusaineita tai kynttilöitä käyttämällä. Jotta sisäilman mittalaitteet saataisiin yleistymään, vaaditaan sisäilman laadun tietoisuuden lisäämistä kansalaisten keskuudessa. Lisäksi tarvitaan oikeanlaisia työkaluja ja menetelmiä anturien tuottaman datan tulkitsemiseen. Kumpiakaan edellä mainituista ei vielä ole olemassa, ja sen vuoksi nykyisten anturien sanotaan olevan edellä aikaansa. (Kumar ym. 2016.)

4.1.2 Arviointi ja testaus

Antureita on pyritty arvioimaan ja vertailemaan keskenään tutkijoiden ja valtioiden eri laitosten toimesta. Haasteena vertailussa on, että vertailu- ja testausmenetelmät poikkeavat toisistaan, ja sen vuoksi eri arvioinnit ja testit eivät ole välttämättä vertailukelpoisia keskenään. Viimeisten vuosien aikana on esitetty kuitenkin useita testausprotokollia koskien kaupallisia kaasuantureita, jotta testimenetelmiä saataisiin yhdenmukaistettua ja siten tuloksista vertailukelpoisia. Eurooppalainen mittaus tutkimus ohjelma EURAMET (European Metrology Research Program) on esimerkiksi esittänyt ja ottanut käyttöön protokollan, jolla voidaan arvioida yksittäisen kaupallisen kaasuanturin suorituskkyä. Näissä testausohjeissa otetaan huomioon kuitenkin vain epäorgaanisia kaasuja kuten NO, CO, CO₂, O₃, NO₂. (Morawska ym. 2018.)

Anturien suorituskkyä voidaan arvioida eri ominaisuuksien kautta kuten herkkyys, valikoivuus, vasteaika, palautuvuus tai palautumisaika, valmistuskustannus ja pysyvyys. Herkkyys kuvaa kohdekaasun pienintä tilavuuspitoisuutta, jonka anturi voi havaita. Herkkyys voidaan määritellä olevan R_a/R_g pelkistäville kaasuille ja R_g/R_a hapettaville kaasuille. Määritelmässä R_a on anturin resistanssi referenssikaasussa kuten ilma, ja R_g kuvaa anturin resistanssia kohdekaasua kohtaan. Prosentuaalista herkkyyttä kuvaa kaava $[(R_a - R_g) / R_a] * 100 \%$. Valikoivuus kuvaa anturin kykyä havaita tietty kaasun monen kaasun sekoituksessa. Vasteaika kuvaa aikaa tietyn kaasun konsentraation saavuttaessa anturin siihen, kun anturi luo vastaavan signaalin. Palautuvuus kuvaa sitä, palautuuko anturi alkuperäiseen tilaansa kaasun pitoisuuden muuttuessa normaaliksi. Palautumisaika on aika, joka anturilta kuluu palautumiseen alkuperäiseen arvoonsa ympäröivän kaasun pitoisuuden muuttuessa tietystä pitoisuudesta portaanomaisesti nolnaan. Vakaus kuvaa kaasuanturin kykyä tuottaa uudelleen tuloksia tietyn ajanjakson ajan. (Dey 2018.)

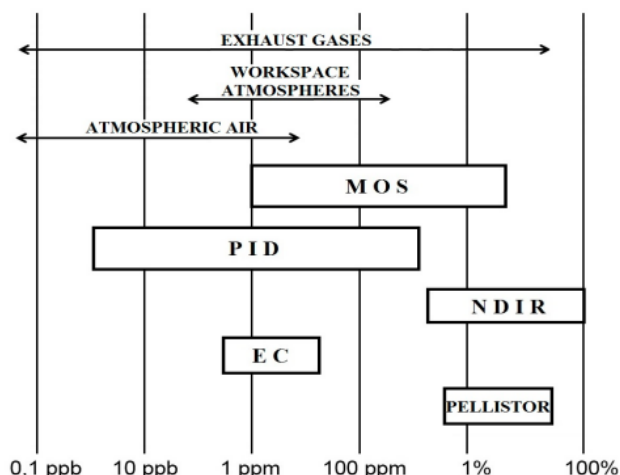
Halvemman hintaluokan VOC-antureiden on tarkoitus yleistyä kansalaisten keskuudessa, ja tätä varten on luotu suosituksia ja asetuksia mittalaitteiden suorituskkyyn liittyen. EPA:n ilma-anturien ohjeessa suositellaan kansalaisten käyttämien jatkuvatoimisten VOC-yhdisteitä mittaavien anturien virheeksi enintään 20% verrattuna asetuksiin perustuviin monitorointivaatimuksiin. Suosituksen mukaan monitoroinnilla kerätyn tiedon määrän tulisi olla vähintään 80 % odotusarvosta, eli mittausdataa tulisi syntyä esimerkiksi 1 min mittausvälillä 8 havaintoa 10 minuutin mittausaikana. Kansalaisten keräämä VOC-mittausdata tulisi olla riittävän laadukasta, jotta kerätty tieto voisi täydentää muun monitorointitiedon jättämiä aukkoja sen sijaan, että kokonaistilanteesta tulisi vaikeammin ymmärrettävä. Ohjeessa myös määritellään muun muassa mittarien kalibrointia. (EPA 2014.) EU:n direktiivin 2008/50/EY mukaan bentseeniä mitattaessa jatkuvatoimisilla mittalaitteilla suurin hyväksyttävä epävarmuus on 30 %, ja kiinteillä asetukset täyttävillä mittalaitteilla 25 % (EU, 2008/50/EY).

4.1.3 Anturien luokittelu

Kaupallisesti saatavilla olevat kemialliset anturit voidaan jakaa monella tapaa. On esimerkiksi antureita, joilla tunnistetaan räjähdysriskiä sisältäen muun muassa lämpöanturit eli pellistorit. Toisen ryhmän muodostavat infrapunasäteilyä absorboivat anturit, jotka

ovat tarkoitettu myrkyllisten kaasujen tunnistamiseen, joita myös VOC-yhdisteet voivat sisältää. Infrapunasäteilyä absorboivat anturit jakautuvat sähkökemiallisiin antureihin (electrochemical, EC), kiinteällä elektrolyytillä varustettuihin puolijohdeantureihin (MOS), ja fotoionisaation havaitsemisantureihin (photoionization detectors, PID). (Szulczynski & Gebicki 2017) Eri anturityypeillä on erilaiset pitoisuusalueet, joita ne kykenevät havaitsemaan (taulukko 10). Taulukkoon on merkattu myös pitoisuusalueet, joita esiintyy pakokaasuissa, työpaikkojen sisäilmassa ja ulkoilmassa.

Taulukko 10. VOC yhdisteiden pitoisuusalueet, joita eri anturityypit mittaavat, sekä pitoisuusalueet eri ympäristöissä (Szulczynski & Gebicki 2017).



Kaasuanturit voidaan myös jakaa kahteen ryhmään seuraavasti: Mittausmenetelmä perustuu anturin sähköisten ominaisuuksien variaatioon, tai mittausmenetelmä perustuu muutokseen muissa ominaisuuksissa. Esimerkiksi metallioksidianturit, hiilinanoputket, ja polymeerit havaitsevat kaasuja perustuen muutokseen niiden sähköisissä ominaisuuksissa. Muutokset muissa ominaisuuksissa kuin sähköisissä voivat olla optisia, akustisia, kaasukromatografisia, ja kalorimetrisia muutoksia. Kaasuanturit voidaan jakaa myös toimintaperiaatteen mukaan esimerkiksi tasavirran johtavuutta mittaaviin antureihin, kenttävaikutus transistoreihin (Field-Effect-Transistors, FET) perustuviin antureihin, ja fotoluminesenssi (Photoluminescence, PL) tekniikkaan perustuviin antureihin. (Dey 2018.)

Lähes kaikki pienikokoiset kaupalliset VOC-anturit perustuvat yhteen kuudesta toimintaperiaatteesta: Fotoionisaation havaitsijat (PID), sähkökemialliset (electro chemical, EC) eli ampero- tai potentiometriset anturit, metallioksidi (metal oxide, MOx) anturit, joissa sähkönjohtavuus muuttuu kemiallisen reaktion sijaan, optiset sensorit kuten kannettavat ultravioletti spektrometrit. Yksi toimintaperiaatetyyppi on kannettavat tai mikrokokoiset kaasukromatografit, joissa yhdistyvät mikro-kaasukromatografi ja MOx tai PID OEM anturit. Lisäksi on liekin ionisaation havaitsimia (flame ionization detector, FID), jotka vaativat ulkoisen vetylähteen toimiakseen. Antureista voidaan koota myös sähköisiä neniä ja useiden anturien kokoelmia yhdeksi mittalaitteeksi. (Spinelli ym. 2017.) Havaittavat yhdisteet vaihtelevat anturityypeittäin (taulukko 11).

Taulukko 11. TVOC-anturityyppien havaitsemat yhdisteet.

Anturityyppi	Havaittavat yhdisteet
Sähkökemiallinen anturi	etanoli, formaldehydi, merkaptaanit

Metallioksidi puolijohde anturi	alkoholit, aldehydit, alifaattiset hiilivedyt, amiinit, aromaattiset hiilivedyt
Fotoionisaation havaitsin anturi	VOC yhdisteet, joilla on riittävä ionisaatiopotentiaali, esimerkiksi isobutyyl ja aromaattiset hiilivedyt
Infrapunasäteilyä havaitsevat anturit	infrapunasäteilyä absorboivat VOC-yhdisteet kuten metaani
Pellistori	useimmat palavat kaasut ja höyryt kuten isobutaani, propaani ja metaani

Sisäilman laadun ja VOC-yhdisteiden mittalaitteita valmistavia yrityksiä on tällä hetkellä hyvin rajallinen määrä. Valmistajat tarjoavat teknisiä tietoja mittalaitteista rajoitetusti, sillä ne eivät yleensä suorita riittävää testausta laitteilla kattamaan tarvittavia sovelluksia. (Morawska ym. 2018.) Taulukossa 12 on lueteltu eri valmistajien VOC-antureita, ja niiden alimmat mitattavat pitoisuudet.

Talukko 12. Eri anturityyppien valmistajia ja niiden anturimalleja, sekä mallien alimmat mitattavat pitoisuudet (Spinelle ym. 2017).

Metallioksidi puolijohde sensorit		
Valmistaja	Malli	Alin mitattava pitoisuus (ppm)
Aeroqual	VM	0,001
AppliedSensor	iAQ-100 iAQ-engine AS-MLV	VOC + CO ₂ : 350 CO ₂ : 450 noin 1
Figaro USA	TGS-2201 TGS-2602 TGS-822	i-butaani: < 1 tolueeni: < 1 bentseeni: < 50
FIS	SP3_AQ2	< 1
SGX Sensortech	MICS-5121/5521	ei tietoa
UST Umwelt-sensortechnik	GG5 1330T	ei tietoa
Unitec Srl	SENS 3000, SENS-IT, ETL2000	0,1 µg / m ³
Fotoionisaation havaittaja sensorit		
Valmistaja	Malli	Alin mitattava pitoisuus bentseenille (ppm)
ION Science	ppb MiniPiD white	0,5
Baseline-Mocon	piD-TECH eVx Blue 045-014 piD-TECH plus,	0,25 2,5

	043-235	
Alphasense LTD	PID-AH for VOCs	0,5
Dräger	Multi-PID 2	0,050
Graywolf	AdvancedSense DirectSens IAQ	0,0025
RAE Systems	UltraRAE 3000	50
Sähkökemialliset sensorit		
Valmistaja	Malli	Alin mitattava pitoisuus (ppm)
City Technology	3ETO CiTiceL, 4ETO CiTiceL, 7ETO CiTiceL	0,1
Alphasense LTD	ETO-A1, ETO-B1	0,1
MembraporAG	ETO/M-10, ETO/C-20	0,05 0,1
SGX Sensortech	EC4-10-ETO	0,1

Anturiin voidaan saavuttaa valikoivuutta lämpötilankierto operaation (TCO, temperature cycled operation) avulla (Spinelli ym. 2017). TCO-toiminnossa anturin tuntopinnan lämpötilaa kierrätetään eri lämpötiloissa esimerkiksi 100 – 400 C° välillä. Lämpötilan voidaan antaa olla tasaisena jonkin aikaa, jonka jälkeen tuntopinnan lämpötila nostetaan hyvin nopeasti esimerkiksi 400 C° lämpötilaan. Anturien vastetta voidaan TCO-ominaisuuden avulla parantaa VOC-yhdisteitä kuten etanolia, tolueenia ja bentseeniä kohtaan. Taulukossa 13 on lueteltu TCO:n avulla tiettyjä VOC-yhdisteitä havaitsevia antureita, niiden kohdekaasuja ja alimpia mitattavia pitoisuuksia.

Taulukko 13. TCO-toimintaperiaatteella toimivien metallioksidi-puolijohdeanturien kohdekaasut eri tuntopinnoilla (Spinelle ym. 2017).

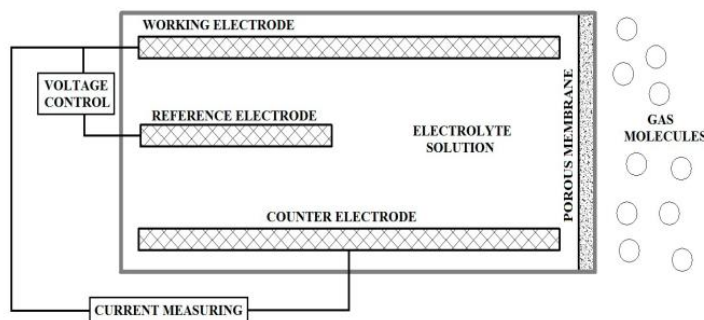
TCO metallioksidi puolijohde anturit		
Kohdekaasu	Sensorin tuntopinta	Alin mitattava pitoisuus (ppm)
Bentseeni, tolueeni, ksy-leeni	Au-SnO ₂ MO _x + esikontaktori	1 - 3
Bentseeni	TiO ₂ WO ₃	10 0,2
Aromaattiset hiilivedyt	Pd-WO ₃ lämpötilassa 400°C	Tolueeni: 0,010-1,000
TVOC	SnO ₂ yhdessä TiO ₂ kanssa	Tolueeni 0,5

4.1.4 Anturityypit

4.1.4.1 Sähkökemialliset anturit

Sähkökemiallisia antureita käytetään laajasti pitoisuuksien mittaukseen, ja tekniikkaedustaakin pisimpään käytössä ollutta anturiteknologiaa. Anturit toimivat eri perusperiaatteilla: potentiometriset anturit mittaavat potentiaalieroja eli jännitettä, ja amperometriset sähkövirtaa. Useimmat VOC-mittaukseen tarkoitetut sähkökemialliset anturit toimivat amperometrisesti. Sähkökemiallisen anturin toimintakaavio on esitetty kuvassa 1, jossa anturin komponentit ovat työelektrodi (working electrode), elektrolyytti (electrolyte solution), vastaelektrodi (counter electrode), referenssielektrodi (reference electrode), jännitteen säädin (voltage control), virtamittari (current measuring), sekä huokoinen kalvo (porous membrane). Sähkökemiallinen reaktio on seurausta varauksen siirtymisestä elektrodista elektrolyyttiin. Elektrolyyttinä voidaan käyttää kiinteää, geelimäistä, nestemäistä tai kaasumaista elektrolyyttiä. Orgaanista geeliä voidaan myös käyttää elektrolyyttinä. Prosessissa elektrodissa tapahtuu kemiallinen reaktio, josta varaukset siirtyvät elektrolyyttiin. Jotta prosessi toimii, anturiin vaaditaan vähintään kaksi elektrodia. Suurimassa osassa alhaisia pitoisuuksia mittaavista amperometrisistä antureista on nykyisin kolme elektrodia. Nämä ovat mittaus/työ-, vasta- ja referenssielektrodi. Joissain mittalaitteissa on myös neljäs elektrodi fyysisten muutosten ja kehityssuunnan anturin rakenteessa mittausta varten. (Spinelle ym. 2017.)

Kuva 1. Sähkökemiallisen sensorin toimintakaavio (Szulczynski & Gebicki 2017).



Sähkökemialliset anturit toimivat siten, että hiukkaset diffusoituvat kalvon ja sisäisen elektrolyytin läpi työtä tekevän elektrodin pintaa kohden, jonka napaisuus suhteessa referenssielektrodiin tulee olla oikea. (Szulczynski & Gebicki 2017.) Sen seurauksena tapahtuu suora elektronin siirtyminen tuottaen sisäisen sähkövirran, josta saadaan mitattua virran suuruus, joka on suhteessa mitattavan kaasun pitoisuuteen Nernst'n lain sähkökemiallisille reaktioille mukaan (Spinelle ym. 2017).

Sähkövirtaa vastustavat anturit ovat yleensä kooltaan pienempiä kuin amperometriset anturit, noin muutaman millimetrin kokoisia ja painoltaan muutaman gramman. Jotta reaktio voi tapahtua nopeammin, anturiin tarvitaan yleensä lämmitin tuottamaan korkea lämpötila. Anturit havaitsevat eri VOC-yhdisteiden pitoisuuksia laajasti. Mittausalue voi olla muutamasta ppb:stä useaan tuhanteen ppm:ään. Anturissa signaalin ja häiriön välinen ominaisuus ei yleensä ole selkeä. Valmistajat tarjoavat yleensä taulukoita ekvivalentista kaasukonsentraatiosta toisten kaasujen herkkyyden suhteen. Kaasujen desorptioaika voi olla jopa 45 min, mutta yleisimmin se jää muutamaan minuuttiin. Lämpötila ja ilmankosteus ovat myös tärkeitä signaalin häiriötekijöitä mittauksissa, ja ne tulee hallita tai mitata tarkasti, jotta niiden vaikutus voidaan poistaa tuloksista, ja niiden vaikutus mallintaa. (Spinelle ym. 2017.)

Sähkökemialliset anturit ovat edullisia, vähän tehoa tarvitsevia ja kompaktin kokoisia. Mittausten välinen aika eli mittaussfrekvenssi riippuu ilman lämpötilasta, mutta on yleensä noin 120 s. EC-anturit eivät kuitenkaan kykene yhtä suureen herkkyyteen VOC-yhdisteiden suhteen kuin PID-anturit. Mikäli VOC-yhdistettä aiotaan mitata EC-anturilla, anturi tulisi optimoida mitattavaa yhdistettä varten. (Spinelle ym. 2017.)

Amperometriset anturit eivät ole valikoivia ja niiden alimmat mitattavat pitoisuudet ovat suurempia kuin PID-sensoreilla. Nämä anturit voidaan kuitenkin säätää monella tapaa tietyn kohdekaasun mittausta varten. Eräs tapa on tähdätä sähkökemiallisen reaktion tiettyyn kemialliseen reaktioon, jolla vaikutetaan valikoivuuteen. Antureita voidaan myös säätää havaitsemaan tiettyjä kaasuja muokkaamalla diffuusioesteen joitakin fysikaalisia ominaisuuksia kuten huokoisuutta ja huokosten jakaamaa tiettyjä molekyylejä varten. Lisäksi anturin valikoivuutta voidaan säätää muokkaamalla elektrolyytin tyyppiä, mittauselektrodin materiaalia, sekä referenssi- ja vastaelektrodin välistä jännitettä. Elektrodin materiaalin valinnalla voidaan hienosäätää anturin herkkyyttä eri yhdisteille, mutta yhdisteitä ei voida kokonaan eliminoida havaittavien yhdisteiden joukosta. (Spinelle ym. 2017.)

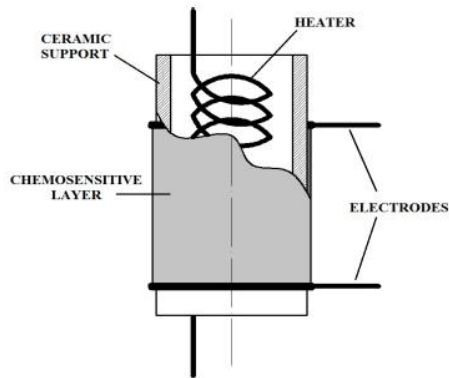
Useimmat amperometriset anturit tarvitsevat ilmankosteutta toimiakseen. Osa elektrolyyteistä voi mennä jopa rikki kuivuuden vuoksi, vaikuttaen mittaustulosten luotettavuuteen. Lämpötilalla on myös vaikutus EC-anturin mittaustuloksiin, mutta aiheutunut mittaushäiriö voidaan mallintaa ja siten poistaa lopullisista tuloksista. Ilmavirran nopeus voi vaikuttaa anturin kemialliseen tasapainoon tai diffuusioon sensorin kalvon läpi, ja siten vaikuttaa mittaustuloksiin. Sensorit toimivat vakaasti pitkällä aikavälillä, ja ne on kalibroitava Nernst'n lain mukaisesti. (Spinelle ym. 2017.)

Sähkökemialliset anturit ovat kooltaan yleensä noin 20 mm. Niiden sähkönkulutus on todella vähäistä alhaisesta syntyvästä sähkövirrasta johtuen. Tehoa vaaditaan voimistamaan signaalina toimiva hyvin pieni sähkövirta, jotta mittaustulos voidaan lukea. Yleisimmin käytetyt elektrolyyttianturit mittaavat VOC-yhdisteitä laajalti, ja havaitsemiskynnyks voi olla matala. Anturit kykenevät yleensä havaitsemaan pitoisuudet 100 ppb – 20 ppm alueelta. Sähkökemiallisten anturien virhe on yleensä noin 2-5 %, aina 10 %:iin saakka. (Spinelle ym. 2017.)

4.1.4.2 Metallioksidi-puolijohde anturit

Metallioksidi-puolijohde (metal-oxide semiconductor, MOS) -anturien toiminta perustuu siihen, että niiden sisältämä metallioksidi muuttaa sähköisiä ominaisuuksiaan altistuessaan tietyille kaasuille (Spinelle ym. 2017). Mittaustilanteessa analysoitavat hiukkaset diffusoituvat kohti metallioksidia, joka pidetään oikeassa lämpötilassa lämmittimen avulla. Metallioksidissa tapahtuu kemiallinen adsorptio, jonka seurauksena sen resistanssi muuttuu. Resistanssin muuttuminen synnyttää signaalin. (Szulczynski & Gebicki 2017.) MOS-anturin rakenne on esitetty kuvassa 2, jossa anturin komponentit ovat keraaminen tuki (ceramic support), lämmityselementti (heater), kemiallisesti herkkä kerros (chemosensitive layer), ja elektrodit (electrodes) (Szulczynski & Gebicki 2017).

Kuva 2. Metallioksidi puolijohde anturi (Szulczynski & Gebicki 2017).



Metallioksidianturien signaalin muodostusprosessia ei vielä täysin tunneta. Prosessi on monimutkainen ja sisältää monia samanaikaisesti tapahtuvia ilmiöitä kuten diffuusio, kaasujen kemisorptio ja desorptio, katalysoidut kemialliset reaktiot, puolijohdeiden sähkönjohtavuus ja elektronipinnan ilmiöt. (Szulczynski & Gebicki 2017)

MOS-anturit voidaan jakaa kahteen ryhmään toimintalämpötilan mukaan. Ensimmäisen tyyppin anturit seuraavat pinnan sähkönjohtavuuden vaikutuksia, kun taas toisen tyyppin anturit seuraavat sisäisen sähkönjohtavuuden vaikutuksia. Pinnan sähkönjohtavuuden vaikutuksia seuraavien anturien oksidit toimivat alemmissa lämpötiloissa (noin 400-600°C), kuin sisäistä sähkönjohtavuutta seuraavien anturien oksidit, jotka toimivat lämpötiloissa > 700°C. Alemmissa lämpötiloissa toimivia puolijohde-metallioksiedeja kuten SnO₂ ja ZnO kutsutaan yleisesti pintasähkönjohtavuusmateriaaleiksi. Alemmassa lämpötilassa kokonaisvikavaikutus on hidas ja sähkönjohtavuuden muutos johtuu hapen muodostumisesta ja poistumisesta pinnassa. Korkeammissa lämpötiloissa toimivien MOS-anturien metallioksiedeja ovat puolestaan muun muassa TiO₂, CeO₂, Nb₂O₅. Nämä materiaalit reagoivat muutoksiin hapen osapaineessa yli 700°C lämpötiloissa. Metallioksidit ilmaisevat tasapainoa ilmakehän ja sisäisen stoikiometrian välillä. Sähkönjohtavuuden ja hapen osapaineen välistä suhdetta voidaan kuvata kaavalla 1, jossa σ on sähkönjohtavuus, A = vakio, E_A = aktivointienergia, k = tasapainovakio, T = lämpötila ja N = vakio, jonka arvo riippuu sisäisistä vioista. (Dey 2018, s.207-208.)

$$\sigma = A \exp(-E_A/kT) p_0^{1/N} \quad (1)$$

Kaupalliset metallioksidianturit mittaavat pääasiassa resistanssia tai sähkönjohtavuutta. Yleisin metallioksidi on tinaoksidi (SnO₂), koska sillä on laaja reagoivuus ja suuresti muuttuva resistanssi. Yleisesti hyväksytyn teorian mukaan tinaoksidi muodostaa rakeita, ja rakeiden rajapinnat hallitsevat sähkönjohtavuutta. Hapettavan kaasun läsnä ollessa kaasumolekyylit reagoivat tinaoksidin kanssa ja tällöin elektronit vangitaan pinnalle, jolloin syntyy positiivisen varauksen tila vähentäen sähkönjohtavuutta. (Spinelle ym. 2017.)

Metallioksidit, joita käytetään antureissa jakautuvat n- ja p-tyyppeihin. Tyyppi n muuttaa reseptorielementin resistanssia, mikäli läsnä on pelkistäviä kaasuja. Tinaoksidi SnO₂ ja sinkkioksidi ZnO ovat esimerkkejä tyyppin n -metallioksiedeista. Tyyppi p sen sijaan muuttaa reseptorielementin resistanssia, mikäli läsnä on hapettavia kaasuja. Nikkeli- ja kuparioksidi (NiO, CoO) ovat esimerkkejä tyyppin p-metallioksiedeista. (Szulczynski & Gebicki 2017.)

N-tyypin puolijohdemetallioksidien havaitseminen perustuu ilman sisältämän hapen kemisorptioon, joka tapahtuu metallioksidikerroksen päällä. Adsorboidut happimolekyylit pyydystävät elektronit puolijohdesta. Siitä seuraa energiaesteitä metallioksidin rakeiden

väliin, jotka estävät elektronien kulun. Tästä tapahtumasarjasta seuraa resistanssin kasvu sensorin kemiallisesti herkässä kerroksessa. Kemiallisesti herkän kerroksen resistanssi pienenee pelkistävien kaasumolekyylien ilmaantuessa. Ne reagoivat sidotun hapen kanssa, ja elektroneja vapautuu. P-tyyppin metallioksidoilla, jotka tunnistavat hapettavia kaasuja, tapahtuu käänteinen reaktio. Prosessissa kaasujen molekyylit irrottavat elektroneja kemiallisesti herkästä kerroksesta muodostaen elektroniaukkoja. (Szulczynski & Gebicki 2017.)

Zhou ym. 2015 tutkivat eri metallioksidi-puolijohdeanturien suorituskkyä formaldehydin sekä bentseenin, toluenin ja ksyleenin (BTX-yhdisteiden) mittauksessa (Taulukko 15). Kirjallisuustutkimuksen perusteella lataamaton ja ladattu tinadioksidi (SnO_2) olivat tutkituista materiaaleista tehokkaimpia formaldehydin havaitsemiseen. Tällä materiaalilla oli päästy 50 ppb havaitsemiskynnykseen erinomaisella formaldehydivalikoivuudella. Toisenlaisilla SnO_2 -antureilla on päästy jopa 30 ppb havaitsemiskynnykseen. Sinkkioksidi (ZnO) materiaalilla on päästy jopa 1 ppb havaitsemiskynnykseen, valikoivuuden formaldehydin suhteen ollessa hyväksyttävällä tasolla. (Zhou ym. 2015.)

Talukko 15. Metallioksidi materiaalien ominaisuuksia formaldehydin mittauksessa. (Zhou ym. 2015 s.7983.)

Materiaali	Rakenne	Hiukkas- koko (nm)	Mitattava pitoisuus (ppm)	Toiminta-lämpötila ($^{\circ}\text{C}$)	Vasteaika (s)	Palautumis-aika (s)
Pd-SnO ₂	kuidut	3–5	0.05–0.5	190	53	103
Pd-SnO ₂	kalvo	15	0.03–10	250	50	50
NiO-SnO ₂	nanokuidut	80–100	0.08–100	200	50	80
Pt-SnO ₂	nanopulveri	20	0.45–4.2	400	20	
SnO ₂	nonosfäärit	90–150	0.5–100	260	13	14
ZnO	paksut kalvot	10–50	0.001–1000	210	10	20
NiO	ohuet kalvot	150/300	5	50–350		
NiO	nanolevyt	1–15	1–1000	150–400	<60	<60
Co ₃ O ₄	nanokristallit	430–560	5–1000	200		
In ₂ O ₃	oktaedri jonot	1 μm	5–100	340–440	48	58

Tutkimuksessa selvitettiin myös eri metallioksidien kykyä mitata BTX-kaasuja (Taulukko 16). Tolueneia havaitsevia antureita on tutkittu tähän saakka laajemmin kuin bentseeniä ja ksyleeniä havaitsevia VOC-antureita. Ksyleeniä ja tolueneia on vaikeaa erottaa toisistaan antureilla, ja niinpä tolueneia tai ksyleeniä mittavien anturien valikoivuus oli muutamassa tutkitussa anturissa heikko. Toluenin havaitsemiskynnys oli eräällä NiO anturilla 11 ppm. Cr kuormitettu NiO anturi kykeni havaitsemaan o-ksyleeniä ja tolueneia 5 ppm pitoisuuksissa hyvin. Bentseeniä mittavia MOS antureita ei ole vielä laajalti tutkittu. Yhdiste tuottaa vähemmän vastetta metallioksidi antureissa, kuin toluenei ja ksyleeni. (Zhou ym. 2015.)

Taulukko 16. Metallioksidi-puolijohdeanturien ominaisuuksia bentseenin, toluenin ja ksyleenin mittauksessa. (Zhou ym. 2015)

Kaasu	Materiaalit	Rakenteet	Mitattava pitoisuus (ppm)	Toiminta-lämpötila (°C)	Vasteaika (s)	Palautumis-aika (s)
Tolueeni	NiO	nanojohto	11–1100	350	25–43	35–50
Tolueeni	α -Fe ₂ O ₃ /NiO	ontto rakenne	5–100	300	1	12
Tolueeni	ZnO	mikrosfäärit	1–1000	300	0.3	3
Tolueeni	Cr ₂ O ₃	mikrosfäärit	1–200	170	83	418
Tolueeni	Co ₃ O ₄	ontot nanosfäärit	10–1000	100	1–3	4–8
Tolueeni	Pd–SnO ₂	nanohiukkaset	50	300		
Xyleeni	Cr–NiO	mikro/nanosfäärit	1–10	220		
Xyleeni	Cr–NiO	hierarkiset sfäärit	0.25–5	400		
Tolueeni			0.1–5			
Xyleeni	Pd–SnO ₂	keltuaiskuori sfäärit	1–5	350		
Tolueeni			5			
Xyleeni	Co ₃ O ₄	nanokuutiot	10–500	200		
Bentseeni	Au–SnO ₂	ohut kalvo	0.005–0.1			

Asetonia havaitsevia metallioksidiantureita on viime vuosina tutkittu laajalti, vaikka BTX-kaasuista poiketen Asetonin (C₃H₆O) uskotaan olevan vain lievästi toksinen kaasu normaalikäytössä. Tutkimusta on tehty, koska lievästä toksisuudesta huolimatta asetoni on räjähdysherkkä kaasu, saastuttaa ympäristöä, ja myös koska se on diabeetikkojen uloshengitysilman tuote. Diabeteksen havaitsemiseen voidaan toisin sanoen käyttää asetoniin riittävällä tarkkuudella tunnistavaa mittalaitetta. Sairauden omaavien potilaiden uloshengitysilmassa on havaittu olevan yli 1,8 ppm asetonia, ollen 2–6 kertaa enemmän kuin terveillä ihmisillä. Näin ollen antureilta tähän tarkoitukseen vaaditaan ensiluokkaista havaitsemiskykyä alle 1 ppm pitoisuuksissa tarkkojen diagnoosien tekemiseksi. Katalyyttisellä platinavuoratulla ja ohutseinäisellä SnO₂-kuiduista tehdyllä anturilla on päästy alhaisiin vasteaikoihin (<1 s) ja palautumisaikoihin (<6 s) 0,2–1 ppm pitoisuuksissa. Nämä ominaisuudet täyttävät reaaliaikaisen diabetestä havaitsevan hengitysanturin minimivaatimukset. (Zhou ym. 2015.)

Metallioksidianturien herkkyys riippuu useista ominaisuuksista, kuten reseptorikerroksen ja siinä kiinni olevien katalyyttisten metallihiukkasten paksuudesta, sekä reseptorikerroksen lämpötilasta. Reseptori-muunnin elementtejä voi olla paksuudeltaan kolmenlaisia. Ultraohuita 5 – 100nm, ohuita 100nm - 1µm, ja paksuja 1 – 300 µm. (Szulczynski & Gebicki 2017.) Metallioksidianturin herkkyyttä voidaan parantaa merkittävästi muuttamalla mikrorakennetta kuten raekokoa (Dey 2018). Metallin mikrorakenne jakautuu rakeisiin, jotka kukin koostuvat yhdestä kiteestä. Raekoko vaikuttaa metallin sähköjohtavuuteen eri mekanismien kautta riippuen rakeen halkaisijan ja ehtymisalueen paksuuden suhteesta (Dey 2018). Kaupalliset keraamiset MOS-anturit kykenevät havaitsemaan jopa alle 1 ppb VOC-pitoisuuksia raerajavaikutuksen ansioista. Pieni raekoko aina nanokristalleihin saakka myös parantaa herkkyyttä, sillä tällöin raepinnalle adsorboitunut kaasu ei vaikuta materiaalin sähköjohtavuuteen. (Schütze ym. 2017.) Pienempi raekoko parantaa anturin herkkyyttä, mutta toisaalta merkittävä pienennys raekoossa heikentää rakenteellista vakautta. Herkkyyttä voidaan parantaa myös muuttamalla metallioksidien huokoisuutta, sillä huokoiset metallioksidit, joilla on suurempi pinnan pinta-ala kykenevät parempaan herkkyyteen. Lisäksi herkkyyttä voidaan parantaa lisäämällä metallioksidiin epäpuhtausaineita kuten platina (Pt), niobium (Nb), palladium (PdO), ja harvinaista maaoksidia kuten CeO₂. Ilmankosteudella on myös tärkeä merkitys metallioksidiantureiden herkkyyteen. Ilmankosteuden kasvu heikentää anturien herkkyyttä. (Dey 2018)

Metallioksidianturit eivät ole valikoivia VOC-yhdisteiden havaitsemisen suhteen. Anturit havaitsevat myös epäorgaanisia pelkistäviä ja hapettavia kaasuja kuten hiilidioksidin ja

typen oksidit. (Spinelle ym. 2017.) Valikoivuutta voidaan parantaa metallioksidiantureissa muutamilla erilaisilla menetelmillä. Yksi tapa on syntetisoida materiaali, joka on valikoiva yhdelle yhdisteelle ja jolla on mahdollisimman alhainen ristiin valikoivuus muille yhdisteille, jotka voivat olla läsnä mitattavassa ympäristössä. Toinen menetelmä on erotella seoksen erilaiset yhdisteet. Tämä saavutetaan yleensä moduloimalla lämpötilaa tai käyttämällä valikoimaa eri antureita. Epäpuhtauksien lisääminen metallioksidiin tai erilaisten metallioksidien synteetit myös parantavat anturien valikoivuutta, sillä jokainen materiaali on valikoiva tietyille kaasulajeille. (Dey 2018.)

Vakaus on tärkeä ominaisuus yleisille markkinoille meneville MOS-antureille, sillä anturien tulisi tuottaa vakaa ja toistettavissa oleva signaali vähintään 2-3 vuoden ajaksi vastaten 17 000- 26 000 h toiminta-aikaa. Anturin vakaus voidaan jakaa aktiiviseen vakauteen, ja vakauteen, joka liittyy varastointiin. Aktiivinen vakaus liittyy anturin kykyyn toistaa mittauksia tietyn ajan kuluessa mittaustoiminnan olosuhteissa, joihin kuuluu korkea lämpötila ja tiedetyn aineen läsnäolo. Varastointiin liittyvä vakaus määrittää, kuinka hyvin anturi voi säilyttää herkkyyden ja valikoivuuden ajan kuluessa normaaleissa varastointiolosuhteissa. Metallioksidianturien vakauden parantamiseksi ei ole olemassa yhdenmukaista menetelmää, mutta vakautta voidaan kasvattaa johonkin pisteeseen saakka jälkiprosessointikäsitteilynä tehtävällä kalsinoinnilla ja hehkutuksella, sekä alentamalla havaitsemiselementin toimintalämpötilaa. Yhdistämällä metallioksidiin toisia metallioksidi- ja näiden synteeseillä voidaan myös lisätä anturielementtien vakautta. Anturien vakautta voidaan parantaa lisäksi parantamalla suunnittelun lähestymistapoja kuten ajautumiskompensaatiolla, valitsemalla oikean kaasujärjestelmän komponentit, lisäämällä suodattimia, sekä lämpötilan vakauttamisella. (Dey 2018.)

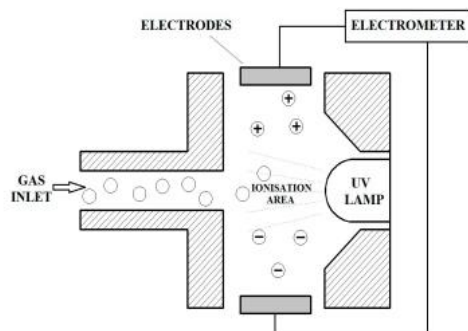
MOS-anturien tutkimuksesta haastavaa tekee se, että hyvät herkkyysominaisuudet ja alhainen havaitsemiskynnys voidaan saavuttaa vain tarkoin määritetyissä laboratorio-olosuhteissa, joita ei ole helppo saada aikaan. Vain harvoissa testijärjestelmissä voidaan testata luotettavasti antureita ppb- ja alle ppb-tasolla. Alhaisilla pitoisuustasoilla koejärjestelmältä vaaditaan muun muassa kaasujen sekoituslaite, joka mahdollistaa kaasujen lisäaineiden täsmällisen hallinnan tavanomaisia olosuhteita vastaavassa ympäristössä. Joissakin julkaisuissa esitetään hyvin alhaisia havaitsemiskynnyksiä, mutta nämä ovat välillä vain extrapoloituja arvoja mittauksista, jotka on tehty huomattavasti suuremmissa pitoisuuksissa, tai saavutettu käyttämällä alustakaasuna puhdasta typpeä. Tällöin reaktiossa ei ole mukana happea tai kosteutta, mikä vaikuttaa suuresti moniin antureihin. Lisäksi standardi nollakaasu, jota käytetään myös testikaasujen sekoitukseen, yleensä sisältää epäpuhtauksia noin 10 ppm. Jopa parhaat standardien mukaiset nollakaasut sisältävät noin 1 ppm ei-toivottuja ja hallitsemattomia epäpuhtauksia. Vaikka näistä epäpuhtauksista monet kuten jalokaasut eivät vaikuta mittaustuloksiin, silti virhettä aiheuttavia epäpuhtauksia voi olla kymmenkertaisina määrinä suhteessa testattavan kaasun pitoisuuteen. (Schütze ym. 2017.)

4.1.4.3 Fotoionisaatio (PID) anturit

Fotoionisaatioanturien toiminta perustuu kemiallisten yhdisteiden neutraalien molekyylien ionisointiin. Antureissa fotonit, jotka ovat yleensä ultraviolettia aallonpituudella hajottavat molekyylejä positiivisesti varatuiksi ioneiksi. Fotoneiden energia on yleensä luokkaa 10 eV, joten vain alhaisen ionisaatioenergian kaasuja eli orgaanisia kaasuja voidaan ionisoida. Ilman pääainesosat happi ja typpi eivät ionisoidu vielä tämän luokan fotonien energialla. (Szulczynski & Gebicki 2017.)

PID-anturilla varustettu mittalaite toimii siten, että VOC-yhdisteiden ajautuessa anturiin niihin osuu fotoneita, ja absorboidessaan ultraviolettivaloa ne ionisoituvat. Reaktiosta seuraa positiivisesti varattuja ioneja ja negatiivisia elektroneja. Ionit tuottavat sähkövirran, josta johdetaan mittalaitteen näyttämä pitoisuus. Mitä enemmän ilmassa on molekyylejä, sitä enemmän ioneja syntyy ja sähkövirta anturissa nousee korkeammaksi. Ilmaisimessa käynnin jälkeen ionit yhdistyvät uudelleen muodostaakseen alkuperäisiä molekyylejä. Kuvassa 3 on esitetty PID-anturin rakenne, jossa anturin komponentit ovat kaasun sisäänmenoväylä (gas inlet), ionisaatio alue (ionisation area), elektrodit (electrodes) ja uv-lamppu (uv lamp). (Szulczynski & Gebicki 2017.)

Kuva 3. Fotoionisaatio anturin toimintaperiaate (Szulczynski & Gebicki 2017).



PID-antureille on ominaista, että ne eivät valikoi mitattavia VOC-yhdisteitä, sillä ne ionisoivat kaiken, minkä ionisoitumisenergia on alle tai yhtä suuri kuin sensorin lampun teho (Szulczynski & Gebicki 2017, Spinelle ym. 2017). Edes 9,6 eV xenon-lampulla toluenia, bentseeniä ja ksyleeniä ei voida erotella johtuen niiden ionisaatiopotentiaalista, joka on alle lampun energian. Yhdisteitä valikoivia jatkuvatoimisia PID-antureita on kuitenkin olemassa. Bentseenin tunnistavia laitteita ovat muun muassa valmistajan Dräger malli Multi-PID 2, Ion Science malli Tiger Select ja RAE Systems malli UltraRAE 3000. Bentseenin tunnistamiseen käytetään laitteissa absorboivaa patruunaa. Valikoivat mittalaitteet ovat kuitenkin herkkyydeltään heikompia, kuin muut PID-anturit, erityisesti laitteet, jotka erottavat bentseenin. Syy heikompaan herkkyyteen on todennäköisesti absorptiopatruunassa. Valmistajan ilmoittama alin mitattava pitoisuus bentseenille on esimerkiksi Dräger ja RAE Instruments valmistajien antureissa 50 ppb ja Ion Science Tiger Select -mallin anturissa 10 ppb. Kannettavien PID-anturien hinta on noin 10-kertainen OEM (original equipment manufacturer, alkuperäinen laitevalmistaja) PID-antureihin nähden. (Spinelle ym. 2017.)

4.1.4.4 Spektroskooppiset kannettavat anturit

Optisia ja kalorimetrisiä kannettavia VOC-mittalaitteita tutkittiin eräässä tutkimuksessa herkkyyttä ja reaaliaikaisuutta vaativia mittaushetkiä ajatellen. Tutkituista mittalaitteista vain kaksi oli tarkoitettu alhaiselle pitoisuusalueelle. Eräässä tutkimuksessa bentseeniä, toluenia, ksyleeniä ja etyylibentseeniä (BTEX-kaasuja) mittaavassa mittalaitteessa oli mukana mikro-fuidistinen kannettava ultraviolettispektrometri, jossa adsorbenttina oli silikaatti. Laite käytti hyväkseen myös termodesorptiota, ja ominaisuuksiensa ansioista laite kykeni havaitsemaan tunnin välein pitoisuuksia jo 10 ppb alkaen. Myöhempien parannusten ansioista laite kykeni havaitsemaan 1 ppb pitoisuuksia 30 min keskiarvoilla.

Toisessa laitteessa toiminta perustui heijastuneen valon intensiteetin suhteelliseen vaihteluun, kun mitattavat BTEX-kaasut ovat havaitsemisputkessa. Havaitsemisputki oli päällystetty optisella kuidulla, ja sisälsi polymeerisen herkän kalvon. (Spinelle ym. 2017.)

4.1.4.5 Kannettavat kaasukromatografit

Kaasujen havainnoinnissa vallitsee trendi, jossa analyttisten mittalaitteiden fyysistä kokoa pyritään pienentämään (Huber ym. 2013). Lisäksi perinteisiä mittaustekniikoita on yhdistetty anturitekniikkaan. Esimerkiksi eräässä tutkimuksessa kehitettiin pienoiskoon kaasukromatografijärjestelmä, jolla voidaan monitoroida yksittäisiä VOC-yhdisteitä sisäilmassa. Järjestelmä sisältää mikrokoneistetun kaasukromatografisauvan, joka tunnistaa VOC-yhdisteet, sekä metallioksidi-kaasuanturin, joka havaitsee yhdisteet sisäilmassa. Järjestelmän avulla tutkijat onnistuivat havaitsemaan vaarallisia yhdisteitä kuten bentseenin aina 5 ppb pitoisuuksiin saakka. Tätä pienempiä pitoisuuksia havaitsevat mittalaitteet ovat vielä kehittämättä. (Kumar ym. 2016.) Kannettavat kaasukromatografijärjestelmät VOC-yhdisteiden havaitsemiseen voidaan luokitella pienoiskoon kromatografeihin, mikrokaasukromatografeihin ja kannettaviin kaasukromatografianalysioijiin (Spinelli ym. 2017).

4.1.5 Anturiyhdistelmät

Markkinoilla on useita laitteita, jotka mittaavat VOC-yhdisteiden lisäksi muitakin sisäilman parametrejä, kuten lämpötilaa, ilmankosteutta, CO₂-tasoa, äänen- ja ilmanpainetta. Tällaisista irrallisissa laitteissa olevista anturivalikoimista käytetään myös nimeä sähköinen nenä (electronic nose, e-nose). Ne sisältävät anturien lisäksi näytteiden tunnistus algoritmia, ja ovat osoittautuneet tehokkaiksi sisäilman saasteiden havainnoinnissa. Eräässä sisäilmastoon kehitetyssä anturiyhdistelmässä mittalaite kykenee havaitsemaan kaasuvuoto ja tulipalo tilanteita, ja lisäksi mittaamaan sisäilman laatua. Tämänkaltaisissa järjestelmissä metallioksidianturit mittaavat ja tunnistavat sisäilmassa olevia vaarallisia VOC-yhdisteitä lämpötilasyklejä hyväksi käyttäen. Sisäilman mittalaitejärjestelmien eli anturivalikoimasta koostuvien mittalaitteiden uudempaa kehityssukupolvea edustavat muun muassa IAQ Sense, Roomba jolla havaitaan formaldehydiä, ja Atmotube. (Kumar ym. 2016.)

Anturiyhdistelmiä sisältävien mittalaitteiden kynnyspitoisuudet voidaan asettaa kullekin mitattavalle kaasulle erikseen, mahdollistaen turvallisen käytön teollisuudessa, jalostamoissa ja muissa vastaavissa mahdollisen kaasuvaaran sisältävissä ympäristöissä. Bentseenin havaintokynnys metallioksidiantureilla on 0,2 µg /m³. (Kumar ym. 2016.)

4.2 Perinteiset mittausmenetelmät ja -laitteet

4.2.1 Massaspektrometri, kaasukromatografi ja termodesorptio

Massaspektrometrejä käytetään mittaamaan orgaanisten molekyylien molekyyli-massaa ja määrittämään näiden molekyylikaava, ja laitteita voidaanakin kutsua atomi- ja molekyyli-vaaioiksi. Massaspektrometrissa näyte höyrystetään, kaasun varatut hiukkaset ohjataan sähkö- ja magneettikenttään ja edelleen ilmaisimelle. (Hoffmann & Stroobant 2007.) Massa-analysaattorissa ionit erotetaan toisistaan niiden massa-varaussuhteen (m/z-suhteen) perusteella, ja ionien intensiteetit mitataan havaitsimella. Tämän jälkeen mitatut ionien intensiteetit esitetään massaspektrissä m/z-suhteen funktiona. Massaspekttri esitetään yleensä suhteellisenä intensiteettinä intensiivisimmän piikin suhteen. (Heinonen 2015.)

Massaspektrometrian parhaita ominaisuuksia ovat muun muassa herkkyys ja havaintojen rajoitteet sekä menetelmän monipuoliset sovellukset, ja näiden ominaisuuksien osalta

massaspektrometria kykenee muita tekniikoita parempiin tuloksiin (Hoffmann & Stroobant 2007). Massaspektrometri koostuu tietokoneesta, ionilähteestä ja ionisatiokammioista, massa-analysaattorista, detektorista eli havaitsimesta, tyhjiöpumpuista ja näytteen syöttölaitteesta. Näytteen syöttölaitteena kaasukromatografi-massaspektrometrimenetelmässä toimii kaasukromatografi. (Heinonen 2015.)

Kaasukromatografilla voidaan erottaa ja analysoida monimutkaisten näytteiden sisältämiä yhdisteitä. Kromatografia viittaa fysikaaliseen erotusmenetelmään, jossa erotettavat yhdisteet jakaantuvat paikallaan olevan eli stationaarifaasin ja liikkuvan faasin välillä. Liikkuvana faasina toimii kaasu, ja paikallaan oleva faasi voi olla kiinteä tai neste. Nestemäisten stationaarifaasien käyttö on yleisempää kuin kiinteiden. Kaasukromatografilla voidaan erottaa näytteen komponentit eli yhdisteet toisistaan, sekä tunnistaa yhdisteitä ja niiden pitoisuuksia. Etuja kaasukromatografi – tutkimusmenetelmässä ovat lyhyt analyysiaika (minutteja), herkkyys, erottumisen tehokkuus, mahdollinen näytteiden tuhoutumattomuus, erilaisten detektorien käyttömahdollisuus ja pienet näytemäärät. Haittapuolena kaasukromatografiassa on se, että yhdisteiden tulee olla kaasuja tai riittävän haihtuvia maksimissaan 400°C lämpötilassa. Lisäksi yhdisteiden on oltava termisesti stabiileja. (Heinonen 2015.)

Kaasukromatografi on perinteinen mittausmenetelmä VOC-yhdisteiden havaitsemiseen, mutta jatkuvatoimiseen ja reaaliaikaiseen mittaukseen se ei kuitenkaan sovellu (Miao ym. 2015). Laitteen avulla saadaan mitattua keskiarvopitoisuus pitkälle ajalle (1-24 h) tai lyhyelle ajalle (5-60 min), ja tällöin mahdolliset hetkelliset piikit pitoisuuksissa jäävät havaitsematta (Schütze ym. 2017). Rakennusten sisäilman jatkuvatoimiseen monitorointiin vaaditaan mittalaitteita, jotka kykenevät havaitsemaan tiettyjen yhdisteiden pitoisuuksien viitearvojen ylittymisen. Kaasukromatografian tarkkuus ylittää useimmissa tapauksissa nämä vaatimukset, ja laite on tähän tarkoitukseen jopa liian tarkka. Lisäksi laite on yleisesti suurikokoinen ja äänekäs. Lisäksi heikkouksina voidaan pitää laitteen paikalleen asennuksen kallista hintaa ja sitä, että käyttöön vaaditaan kokeneita asiantuntijoita. (Kumar ym. 2016.)

Termodesorptiota käytetään Tenax-adsorbenttiin imetyn näytteen siirtämiseksi kaasukromatografiin analysoitavaksi. Termodesorptiojärjestelmissä erittäin huokoinen polymeeri toimii kaasujen väkevoijänä. Menetelmän avulla voidaan vapauttaa haihtuvia ja puoli-haihtuvia orgaanisia yhdisteitä adsorbentista lämpöä ja inerttiä kaasuvirtaa apuna käyttäen (Visuri 2010). Prosessissa käytetään hyväksi polymeerin suurta pinta-alaa ja adsorptioilmiötä. Kaasunäytteen analysointi tapahtuu laboratoriossa, joten näytteenotosta kuluu aikaa ennen kuin tuloksia saadaan. (Huber ym. 2013)

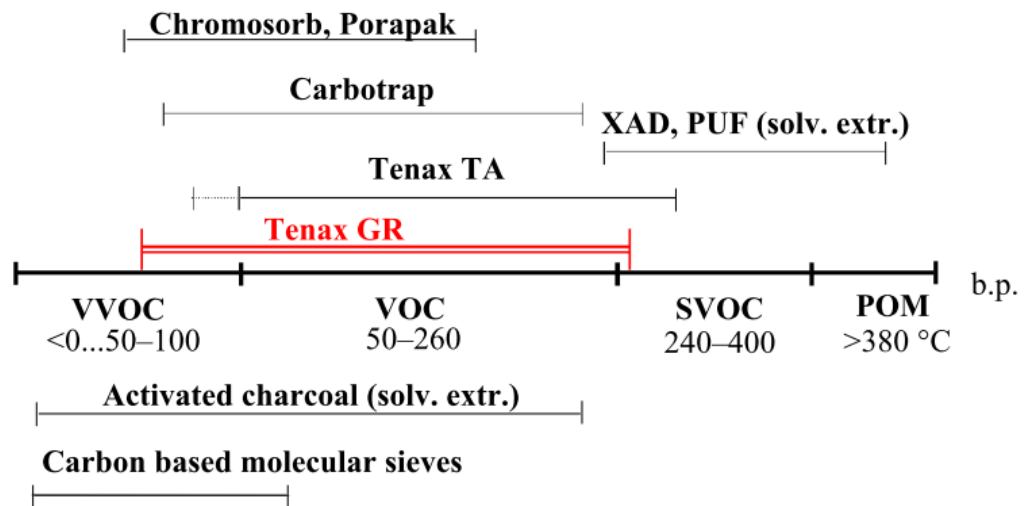
4.2.2 Adsorbentit

Termodesorptio-kaasukromatografi-massaspektrometri (thermodesorption-gas chromatograph-mass spectrometer, TD-GC-MS) -menetelmää voidaan käyttää määrittämään ilmanäytteessä olevia VOC-yhdisteitä ja niiden pitoisuuksia. Menetelmä toimii siten, että VOC-yhdisteet kerätään pumpulla adsorbentilla täytettyyn putkimaiseen automatic thermal desorption (ATD) keräimeen.

Yleisin VOC-yhdisteiden määrittämiseen käytetty adsorbentti on Tenax TA. Muita termodesorboitavia adsorbentteja ovat muuna muassa Porapak ja Chromosorb. Tenax GR on adsorbentti, joka sisältää 23% grafiittia, soveltuen sen vuoksi pienimolekyylisempien

yhdisteiden adsorbointiin kuin Tenax TA. Nämä alhaisen kiehumispisteen erittäin haihtuvat orgaaniset yhdisteet (very volatile organic compounds, VVOC) todetaan usein syyksi hajuhaittoihin sisäilmassa. (Villberg ym. 2004.) Eri adsorbenttien VOC-mittausalueet on esitetty kuvassa 4.

Kuva 4. Adsorbenttien mittaamien VOC yhdisteiden kiehumispistealueet (Villberg ym. 2004).



4.2.3 Standardin mukainen VOC-mittaus

Sisäilman yksittäisten yhdisteiden ja TVOC:n viite- ja toimenpidearvot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) perustuvat ilmanäytteisiin, jotka on kerätty käyttämällä Tenax adsorbentteja ja analysoitu käyttämällä termodesorptio-kaasukromatografilaitteistoa ja massaselektiivistä detektoria. TVOC-pitoisuus määritetään tolueeniekvivalenttina kromatogrammista n-heksaanin ja n-heksadekaanin väliseltä alueelta (ISO 16000-6:2011). Analyysitulokset voidaan esittää tolueenin vasteella laskettuna tuloksena (flame ionisation detector, FID), sekä yhdisteen omalla vasteella laskettuna tuloksena (selected ion monitoring, SIM). Yhdisteillä on kullakin omat kertoimet, joilla tuloksia voidaan muuntaa FID:stä SIM:ksi ja päinvastoin. (ISO 16000-6:2011.)

Vaikka TD-GC-MS -menetelmää pidetään laajasti hyväksyttynä TVOC-mittauksissa, standardin mukainen mittaustekniikka sisältää tiettyjä puutteita kokonaisvaltaiseen VOC-yhdisteiden monitorointiin liittyen. Standardikeräintä käytettäessä VVOC- ja SVOC yhdisteitä ei saada havaittua. VVOC-yhdisteet kulkevat tällöin näytteenottomateriaalin läpi, ja SVOC-yhdisteet eivät haihdu korkeasta kiehumispisteestä johtuen. Esimerkkinä tästä on formaldehydi, jonka havaitsemiseen vaaditaan näytteenotto- ja määritysmenetelmä. Uusia sorbentti materiaaleja tosin tutkitaan, jotta VOC-yhdisteistä saataisiin entistä laajemmin tietoa. Anturien TD-GC-MS menetelmästä poiketen on mahdollista reagoida käytännössä kaikkiin VOC-yhdisteisiin mukaan lukien VVOC ja SVOC yhdisteet. (Schütze ym. 2017.)

Rakennusmateriaaleista peräisin olevia VOC-yhdisteitä mitataan yleensä alle 1m^3 kokoisissa koekammioissa, kuten on määrätty standardissa ISO 16000-9 (ISO 16000-9:2006). Standardin mukaisesti tehty koejärjestelyt ovat tarkoin määritelty, ja siten näin tehtyjen eri kokeiden tulokset ovat keskenään vertailukelpoisia. Tästä huolimatta vallitsee erimielisyyttä siitä, vastaako koejärjestely todellisen huoneen tilannetta. Laboratoriotutkimus-

menetelmät eivät ota huomioon esimerkiksi vaikutuksia, jotka koituvat rakennusmateriaalien yhteiskäytöstä liimojen ja maalien kanssa. Laboratoriomenetelmiä kuitenkin puolustaa se, että yhdisteiden mittaustodellisuudessa on monimutkaista, sillä ilmastolosuhteiden hallinta on lähes mahdotonta näissä olosuhteissa. Koekammiossa tehdyissä mittauksissa on havaittu VOC-pitoisuuksien alentuvan nopeammin, kuin todellista rakennusta muistuttavassa koehuoneessa tehdyissä. (Höllbacher ym. 2014.)

4.3 *Aikaisempi tutkimus*

4.3.1 Koejärjestelyjen ja tulosten analysoinnin kehittäminen

Papapostolou ym. kehittivät koejärjestelyä edullisten ilmanlaatua mittaavien anturien testaamiseksi. Järjestelmässä oli kaksi koekammiota, joiden lämpötilaa ja ilmankosteutta voitiin säätää. Laitteistoon kuului myös muun muassa nollakaasujärjestelmä, yksi otsonin ja kaksi aerosolin tuottamisjärjestelmää, dynaaminen laimennuskalibrointilaitte sekä sertifioitunut kaasusylinterit. (Papapostolou ym. 2017.) Laitteiston todettiin kykenevän ilmanlaatua mittaavien anturien monimutkaisiin kuvauksiin, validointiin ja kalibrointiin. Alustavilla kokeilla on saatu tärkeää tietoa anturien tarkkuuteen, herkkyyteen, havaitsemiskynnykseen, korrelaatiokertoimiin, häiriötekijöihin ja ilmaston vaihteluihin liittyen. Tutkijat toteavat, että edullisten ilmanlaadun anturien suorituskyvystä kiinnostuneiden laitteiden ja järjestöjen tulisi työskennellä yhdessä kehittääkseen standardoituja laboratorio-testimenetelmiä laitteiden testaukseen. Testauksen myötä voidaan paremmin ymmärtää tekniikan mahdollistamat hyödyt ja sen rajoitteet. (Papapostolou ym. 2017.)

Woodall ym. tekemässä tutkimuksessa paneuduttiin jatkuvatoimisten kannettavien ja kädessä pidettävien sisäilman laatua mittavien anturien mittaustulosten tulkintaan. Mittalaitteet tuottavat mittauksia lyhyellä frekvenssillä (sekunneista minuutteihin), kun taas standardien (kuten National Ambient Air Quality Standards, NAAQS) mukaiset altistusraajat on ilmoitettu yleisesti pitkien aikavälien keskiarvona (tunneista päiviin). Joillakin vaarallisiksi luokitelluilla ilmansaasteilla referenssiarvot liittyvät koko elämän mittaiseen altistukseen. Tutkimuksessa luotiin työkaluja, joiden avulla lyhyen aikavälin mittaustuloksia voitaisiin verrata pitkän aikavälin altistuksen referenssiarvoihin. (Woodall ym. 2017.)

4.3.2 VOC-mittalaitteiden tutkimus

Ilmanlaadun mittaustantureita on tutkittu aiemmin, mutta tutkimukset ovat keskittyneet pääsääntöisesti epäorgaanisia päästöjä mittaaviin antureihin. Epäorgaanisia kaasuja mittaavia antureita ovat käsitelleet tutkimuksissaan muun muassa Baron ja Saffell 2017 ja McKercher ym. 2017. McKercher ym. 2017 käsitelivät tutkimuksessaan O₃, NO₂, ja CO kaasuja mittaavia antureita. (McKercher ym. 2017, Baron & Saffell 2017.) VOC-yhdisteitä mittaavia antureita on tutkittu epäorgaanisia yhdisteitä mittaavia antureita vähemmän. Spinelle ym. 2017 tutkivat bentseeniä ja muita VOC-yhdisteitä mittaavia antureita kirjallisuuskatsauksessa, jossa tietoa kerättiin anturien valmistajilta, sidosryhmiltä ja kirjallisuudesta, mutta varsinaisia laboratorio- tai kenttäkokeita antureilla ei suoritettu (Spinelle ym. 2017).

Tutkimuksia, joissa olisi testattu antureita laboratoriossa, tai muuten mittalaitteiden suorituskyyä on tehty vain muutamia. Standardissa ISO/FDIS 16000-29:2014 arvioidaan mittalaitetta ppbRAE3000, joka on kädessä kannettava, mittaa VOC-yhdisteitä ja on varustettu PID-anturilla. Tutkimuksessa luotiin VOC-kaasuseoksia laimentamalla VOC-yhdistettä sisältäviä testikaasuja nollakaasulla. Laimennus tehtiin massavirtasäätimillä, jolloin kokonaisvirtaukseksi saatiin 800 mL / min. Pitoisuuksista tuli todella suuria, yleisesti

useita ppm, joka on tolueeni ekvivalentiksi muunnettuna $0,1 - 6 \text{ mg} / \text{m}^3$. Referenssiarvot VOC-yhdisteiden kaasusekoituksille saatiin kaasukromatografi-massaspektrometri (GC-MS) -mittauksilla. ppbRAE3000 mittalaitteen ja GC-MS mittausten erot olivat 27,9% tolueenilla, -31,6% kahden VOC-yhdisteen ja 4,9% kuuden VOC-yhdisteen sekoituksella mitattaessa. Näitä testausmenetelmiä ei ole otettu osaksi ilmanlaadun monitorointia, koska pitoisuudet testissä ovat niin suuria, ja myös koska testikaasujen sisältämiä yhdisteitä ei voitu tunnistaa. (Spinelle ym. 2017.)

Myös Yhdysvaltain ympäristövirasto (EPA) on teettänyt arvioinnin VOC-antureista vuonna 2015 (Williams ym. 2015). Kokeessa testattiin viittä alle 2500\$ hintaista VOC-anturia laboratorioissa ja kenttäkokein. Yksi testatusta anturista oli metallioksidi tyyppinen, ja muut neljä olivat PID-tyyppisiä. Tutkimuslaitteista koostui muun muassa koekammioista, nollakaasugeneraattorista ja kaasun kalibroitilaitteesta. (Williams ym. 2015.) Koekammion materiaalina oli ruostumaton teräs (Williams ym. 2015 s.4). Tutkimusjärjestelmässä oli mukana myös kaasukromatografi-liekin ionisaation havaitsin järjestelmä (GC-FID), jolla voitiin monitoroida koekammion todellista kaasupitoisuutta. Dynaamisella kaasun kalibroitilaitteella voitiin säätää kunkin kaasukomponentin pitoisuus halutulle tasolle, jotka olivat n. $0,25 - 25 \text{ ppb}$ kullakin kaasukomponentilla. Kokeessa kukin anturi altistettiin 15 tunnin ajaksi VOC-yhdisteille samalla, kun pitoisuutta muutettiin portaittain eri asetuspisteiden mukaiseksi anturin mittaustulokset samalla tallentaen. (Williams ym. 2015.) Tutkimuslaitteiston koekammion materiaalina ollut ruostumaton teräs saattoi aiheuttaa epävarmuutta koetuloksiin, sillä materiaali voi absorboida VOC-yhdisteitä ja siten vääristää mittaustuloksia.

EPA:n tutkimuksessa anturien mittauskäkyä testattiin aluksi käyttämällä yksittäistä VOC-yhdistettä, bentseeniä. Mikäli anturi kykeni tunnistamaan 25 ppb bentseenipitoisuuden, seuraavaksi sitä testattiin kolmen VOC-yhdisteen kaasuseoksella, joka koostui bentseenistä, 1,3-butadienista ja tetrakloorietyleenistä, joilla kaikilla on erilainen atomirakenne keskenään. Laboratoriokokeessa kahden anturin mittaustulokset korreloivat hyvin referenssiarvojen kanssa, kun bentseenin pitoisuus oli alle 25 ppb ja kun bentseenin, 1,3butadienin ja tetrakloorietyleenin sekoituksen pitoisuus oli alle 75 ppb . (Williams ym. 2015.) Ensimmäisellä mittalaitteella (Unitec SENS-IT) residuaali keskihajonta oli mitattavasta kaasusta ja pitoisuudesta riippuen $2,8 - 15,3 \%$, ja toisella laitteella (CanarIT) mittaustulokset korreloivat äärimmäisen heikosti asetetun kaasun pitoisuuden kanssa. CanarIT näytti alhaisinta lukemaa pitoisuuden ollessa suurimmillaan. CairPol CairClip mittalaite tuotti testissä virheellisiä tuloksia joka toisen datapisteen ollessa nolla. Vaikka nollatulokset poistettiin mittasarjasta, ei jäljelle jääneestä datasta voinut tehdä minkäänlaisia johtopäätöksiä pitoisuuksien selvittämiseksi. APPCD PID-mittalaite ilmaisi tulokset voltteina. Laitetta testatessa kävi ilmi, että mittauservot alkoivat laskea aina kun kammio oli päässyt tasapainotilaan. Kompensoimalla signaalitason laskut ja prosessoimalla mittauskäyriä saatiin kuitenkin hyvin yhdenmukainen pitoisuuskäyrä GC-FID -laitteen piirtämän käyrän kanssa. ToxiRAE Pro mittalaitteen ilmoitettu TVOC-yhdisteiden havaitsemisen alaraja oli 100 ppb . Laite antoi tulokseksi kaikissa testatuissa pitoisuuksissa arvon 0. (Williams ym. 2015.)

Osalla testatuista mittalaitteista ilmeni kohinaa datassa, rajoittaen käytettävyyttä. Tutkimuksen tekijät korostivat, että muun muassa laitteiden helppokäyttöisyyttä ja datan talteen ottamisominaisuuksia tulisi parantaa. PID-anturien todettiin olevan nimekkäin markkinoilla olevista anturitekniikoista. Tässä tekniikassa on kuitenkin hyvien herkkyysoimi-

naisuuksien lisäksi huonot puolensa kuten valikoivuus. Lisäksi näillä antureilla on taipumus siihen, että mittaustulokset ajalehtivät ajan kuluessa tiettyyn suuntaan, mikäli niitä ei kalibroida säännöllisesti. (Williams ym. 2015.)

Alapietin 2016 tekemässä tutkimuksessa tarkoituksena oli saada tietoa puurakenteisten rakennusten sisäilman laadusta, mutta samalla tutkimus tuotti tietoa VOC-mittalaitteista. Tutkimuksessa mitattiin kolmen koerakennuksen TVOC-pitoisuutta sekä jatkuvatoimisilla mittareilla, että ilmanäytteillä GC-MS-menetelmää hyödyntäen. Mittaukset tehtiin alkutilanteessa, jolloin rakennukset olivat olleet useamman vuoden kylmänä sekä myöhemmin tilanteessa, jossa lämmitys ja ilmanvaihto olivat toiminnassa. Mittausten perusteella voidaan havaita, että PID-anturin ja GC-MS menetelmän välillä oli eroavaisuutta mittaustuloksissa (Taulukko 17). Tuloksia tarkasteltaessa on kuitenkin syytä ottaa huomioon, että mittauksissa käytössä oli vain yksi jatkuvatoiminen Graywolf mittalaite, jonka vuoksi ilmanäytteitä ei otettu täsmälleen samalla ajanhetkellä jatkuvatoimisten mittaustulosten kanssa. Eri aikaan suoritettut mittaukset aiheuttavat epävarmuutta mittaustulosten vertailuun. (Alapieti 2016.)

Alkutilannemittauksessa ilmanäytteillä saadut TVOC-pitoisuudet olivat ensimmäisessä koerakennuksessa noin kaksinkertaisia jatkuvatoimisten mittausten PID-anturilla näyttämiin pitoisuuksiin nähden. Toisessa ja kolmannessa koerakennuksessa ilmanäytteiden tuloksissa arvot sijaitsivat kalibrintisuoran ulkopuolella, jonka vuoksi tarkkaa TVOC-pitoisuutta ei voida määrittää. Pitoisuus voidaan kuitenkin arvioida tietylle haarukalle, ja tulosten perusteella ilmanäytteistä saadut TVOC-pitoisuudet olivat noin 3,5-4,9 kertaisia toisessa koerakennuksessa. Kolmannen koerakennuksen osalta jatkuvatoimiset mittaukset antoivat noin 2,1-8,2 kertaisen pitoisuuden ilmanäytteeseen nähden. (Alapieti 2016.)

Lämmitysten ja ilmanvaihdon päälle laiton jälkeen koerakennuksissa tehtiin mittaukset kolmella eri ilmanvaihdon tasolla: 0,5, 1, ja 2 l / s / m². Eroa mittausten menetelmien välillä oli suurimmillaan -51 %, ja -126 µg / m³ koerakennuksissa 1 ja 2. Koerakennus 3 oli valmistettu hirrestä, ja VOC-yhdisteitä emittoitui runsaasti. Tässä kohteessa mittausten suunta oli samaa luokkaa, mutta PID-anturin mittaustulokset olivat jopa 87 % ja 1313 µg / m³ pienempiä, kuin GC-MS-tulokset. (Alapieti 2016.)

Taulukko 17. PID-anturin ja GC-MS mittaustulokset ja erot (%) (Alapieti 2016).

Mittauskohde	PID-anturi (µg / m ³ , ka.)	Ilmanäyte (µg / m ³)	Ero (%)
Koerakennus 1, kylmänä	144	338	-57
Koerakennus 2, kylmänä	152	500 - 700	-70 - -78
Koerakennus 3, kylmänä	9630	1500 - 2000	482 - 642
Koerakennus 1, lämmitys, ilmanvaihto 1	92	145	-37
Koerakennus 2, lämmitys, ilmanvaihto 1	77	203	-62

Koerakennus 3, lämmitys, ilmanvaihto 1	187	1000 - 1500	-81 - -87
Koerakennus 1, lämmitys, ilmanvaihto 2	67	114	-41
Koerakennus 2, lämmitys, ilmanvaihto 2	82	112	-27
Koerakennus 3, lämmitys, ilmanvaihto 2	158	500 - 700	-68 - -77
Koerakennus 1, lämmitys, ilmanvaihto 3	68	100	-32
Koerakennus 2, lämmitys, ilmanvaihto 3	72	147	-51
Koerakennus 3, lämmitys, ilmanvaihto 3	130	500 - 600	-74 - -78

4.3.3 Epäpuhtauksien lisääminen metallioksideihin

Epäpuhtausaineiden lisääminen metallioksideihin parantavat MOS-anturien ominaisuuksia kaasujen havainnointiin liittyen. Epäpuhtausaineet muuttavat metallioksidien mikrorakennetta ja morfologiaa, aktivointienergiaa, elektronirakennetta tai energiaväliä. Joissain tilanteissa lisätyt epäpuhtausaineet luovat vikoja metallioksideihin aiheuttamalla happiaukkoja tai luomalla jähmeitä liuoksia. Epäpuhtauksien lisäämistä metallioksideihin onkin tutkittu keinona parantaa VOC-anturien suorituskykyä. (Dey 2018.)

Sasahara ym. rakensivat alhaisen lämpökapasiteetin kaasuanturin, jossa käytettiin Palladium/ γ -Al₂O₃-yhdistelmää havaitsemismateriaalina. Havaittinta lämmitettiin matalasta lämmöstä korkeaan pulssityyppisesti välillä 200-400 °C. Anturi havaitsi tolueenin pitoisuuksissa 10-1000 ppb. Sisätiloissa tehdyissä mittauksissa laitteen havaitsemat TVOC-pitoisuudet vastasivat GC-MS mittauksissa saatuja pitoisuuksia. (Sasahara ym. 2007.)

Malik ym. tutkivat nanovallettua Pd-WO₃ / g-CN VOC-anturia. Anturissa g-CN viittaa mesohuokoiseen grafiitti-hiili-nitridipohjaiseen nanohybridiin. Havaitsin kykeni selektiiviseen ja lämpötilasta riippumattomaan havainnointiin tärkeiden VOC-yhdisteiden kuten formaldehydin, tolueenin, asetonin ja etanolin osalta. Nämä yhdisteet esiintyvät yleisesti sisäilmassa. Anturissa on edistysellinen 3-ulotteinen kuution mallinen mesohuokoinen rakenne, joka kuuluu 2-ulotteisesti kerrostettuun grafiittiseen hiili-nitridiin hybridi-nanolaitteessa. Rakenne parantaa anturin lineaarisuutta, vaste- ja palautumisajan nopeutta, valikoivuutta, palautuvuutta sekä vakautta useiden VOC-yhdisteiden suhteen. Lisäksi uudelleenkäytettävyys paranee. Tutkitut hybridi-nanomateriaalilla varustetut anturit tarjoavat tehokkaan suunnittelumallin herkkiä ja tehokkaita VOC-mittalaitteita varten. Tämän tyyppisillä antureilla toimintakyky säilyy myös alhaisissa lämpötiloissa. (Malik ym. 2018.)

4.4 Mittalaitteiden kehitystilanne ja tuleva tutkimus

On selvää, että antureiden käyttö sisäilman laadun tarkkailuun tarjoaa ajallisesti ja paikallisesti tarkempaa tietoa, kuin yksittäiset mittaukset perinteisillä mittausmenetelmillä. Ajallisesti ja paikallisesti tarkemmasta tiedosta on merkittävää hyötyä terveysvaikutusten

arvioinnissa, kun tieto saasteiden lähteistä, tyypeistä sekä liikkeestä on saatavilla. Monitorointitiedon luotettavuus ja tarkkuus on kuitenkin olennaisinta käytettäessä antureiden tarjoamaa tietoa, kun ennustetaan ja mallinnetaan altistusta sisäilmansaasteille. Luotettavuuden varmistamisen ollessa äärimmäisen tärkeää, tutkimukset anturien toimintakyvystä ovat lisääntyneet. Laboratorio- ja kenttätesteissä antureita arvioidaan standardoituja ominaisuuksia vasten mitaten herkkyyttä, valikoivuutta, minimihavaintokykyä, ympäristön tai ilmaston vaikutusta anturiin, tarkkuutta ja tiedon luotettavuutta. Puettavien anturien osalta on tärkeää ottaa huomioon erilaisia muuttujia kuten fysiologiset vaikutukset mittaustuloksiin. Suurin haaste nykytilanteessa on kaasuja mittaavien anturien kannettavuuden parantaminen ja kustannusten pienentäminen antureiden herkkyyden ja valikoivuuden kärsimättä. Mittalaitteiden valikoivuutta on pystytty merkittävästi parantamaan käyttämällä itsenäisiä kiinteitä kaasusensoreita yhdessä yhdisteen tunnistus algoritmien kanssa. Anturien herkkyyden parantaminen vaatii uutta teknologiaa, jossa nanostrukturoidaan anturimateriaalit tarkoin määritellysti ja kustannustehokkaasti. Kaasujen alhaisen konsentraatioiden havaitseminen on haasteellista ja vaatii monimutkaisia mittausjärjestelmiä. Kehitettävien mittalaitteiden tulisi olla muiden ominaisuuksien lisäksi kestäviä, helppokäyttöisiä, turvallisia käyttää sekä edullisia käyttökustannuksiltaan. Uudet materiaalit ovat auttaneet tekemään mittalaitteista kevyempiä, mitoiltaan pienempiä sekä yksinkertaistaneet laitteiden suunnittelua. (Kumar ym. 2016.)

Sisäilman VOC-pitoisuuksien mittaamisen lisäksi on tutkittu mahdollisuutta mitata ulkoilman pitoisuuksia antureilla. Tutkijat ovat vahvistaneet laboratoriokokeiden avulla, että havaitsemiskynnys useimmilla metallioksidiantureilla on liian korkea ulkoilman mittaustuloksiin. PID-antureilla on alhaisemmat havaitsemiskynnykset ja lineaarinen vaste, mutta ne ovat herkkiä häiriötekijöille, joita aiheuttavat tietyt yhdisteet ympäristössä. (Collier-Oxandale ym. 2019.) EPA:n tekemässä tutkimuksessa testatuista viidestä metallioksidianturista vain kaksi kykeni havaitsemaan alle 25 ppb VOC-pitoisuuksia (Williams ym. 2015).

Pelkistetty grafeenioksidi (reduced graphene oxide, rGO) tarjoaa vaihtoehdon tulevaisuuden VOC-anturitekniikaksi. Materiaalilla on erinomaiset sähköiset ominaisuudet, ja sitä on käytetty erityistä herkkyyttä vaativissa VOC-yhdisteiden mittauksissa. Toisaalta rGO-tekniikkaan perustuvissa antureissa heikkoutena on valikoivuus. Käytettäessä useita rGO-antureita yhdessä anturivalikoimana, pystyttiin kuitenkin erottelemaan metanoli, etanoli ja isopropanoli 100 % onnistumistehokkuudella. (Zhou ym. 2015.)

Jatkuvatoimisten VOC-yhdisteitä mittaavien instrumenttien hinnat alkavat alle 100 \$:sta. Uusimpia kannettavia mittalaitteita yhdistää kehittyneet ominaisuudet tekniikan ja suorituskyvyn osalta kuten alhainen virrankulutus ja paino, sekä hyväksyttävät tehokkuuden, valikoivuuden ja herkkyyden tasot. Suuri osa näistä laitteista toimii paristoilla, on kannettavia, sekä sisältää tiedonvälitysprotokollat datan lähetykseen Bluetoothiin tai Wi-Fi:n välityksellä tietokoneelle tai älylaitteelle, jolloin dataa voidaan tutkia sovellus ohjelmiston kautta. (Kumar ym. 2016.)

Szulczynski & Gebicki tutkimuksessa vertailussa olleet anturit havaitsivat VOC-kaasut vasta konsentraation ollessa melko suuri. Osassa mittalaitteista oli heikot kaasujen erotuskyky ominaisuudet, ja sen vuoksi ne näyttivät mittaustulokset yhteenvedona VOC-kaasuista. Tutkimuksessa havaittiin anturien olevan luotettavia ja toimivia sisäilman monitoroinnissa, kun kyse oli vaarallisten aineiden vuotojen havaitsemisesta. Markkinoilta löytyykin laaja kirjo kemiallisia antureita syttyvien ja myrkyllisten VOC-kaasujen havait-

semiseen. Suuri määrä edellä mainittuja antureita markkinoilla on seurausta EU:n toimista, joissa ilman laadun suojelemisesta on tullut ympäristöpolitiikan yksi tärkeimpiä elementtejä. (Szulczynski & Gebicki 2017.)

Spektroskooppiset mittausmenetelmät ovat eniten käytetty referenssimetodi jatkuvatoimiseen sisäilman monitorointiin. Kemiaalisia antureita käytetään täydentävinä mittausvälineinä, ja niillä voidaan suorittaa ennaltaehkäiseviä mittauksia erityisesti päästöjä mitattaessa. Kemiaalliset anturit VOC-yhdisteiden havaitsemiseen ja mittaukseen kehittyvät jatkuvasti, sillä markkinoilla niiden kysyntä jatkaa kasvuaan. (Szulczynski & Gebicki 2017.)

Tulevaisuudessa yhä useammin jatkuvatoimisten sisäilmanlaadun mittalaitteiden käyttäjä ja mittausdatan lukija on tavallinen kansalainen ilman asiantuntijan kokemusta ja koulutusta, joka haluaa tietoa sisäilmanlaadusta esimerkiksi kodissaan. Näin ollen mittalaitteen käytön tulisi olla helppoa, ja mittaus tulosten helposti saatavia ja ymmärrettäviä. Mittaus tulosten avulla laitteen käyttäjä voi saada tietoa mahdollisesta altistumisesta ilmansaasteille, ja mukana kulkevan kannettavan mittalaitteen tuottama tieto voi auttaa välttämään huonolaatuisiksi havaittua sisäilmaa, ja näin ollen negatiivisia terveysvaikutuksia.

Robinson ym. tekemässä tutkimuksessa vapaaehtoisille henkilöille annettiin mukana kulkeva ilmanlaadun mittalaite viikon ajaksi käyttöön. Käyttäjäkokemusten perusteella ongelmia esiintyi ennen kaikkea mittalaitteen käyttöliittymänä toimivan älylaite-sovelluksen kanssa, sekä tiedonsiirtoyhteyksissä mittalaitteen ja älylaitteen välillä. Kyseistä kannettavaa mittalaitetta pidettiin tuolloin jo kuluttajamarkkinoille valmiina, mutta käyttäjäkokemukset osoittivat useita kehityskohteita palvelussa. Tutkimuksen johtopäätöksenä tutkijat suosittavat kansalaisille suunnattujen mittalaitteiden kehittämistä yhteistyössä käyttäjien kanssa ja totesivat, että tuotteet ja palvelut tulisi kehittää käyttäjiä varten. Mittausdatan selaamiseen käytettävään käyttöliittymään ja sen toimivuuteen tulisi kiinnittää erityistä huomiota. Lisäksi mittalaitteen käytön koettiin hankaloittavan liikaa muuta elämää. Päälimmäisenä positiivisena palautteena koehenkilöt näkivät mukana kulkevissa ilmanlaatu mittaa- vissa antureissa runsaasti potentiaalia, mikäli ongelmakohdista päästäisiin tulevaisuudessa yli. Tavallisille kansalaisille suunnattujen ilmanlaadun mittauspalvelujen tulisi kehittää tulevaisuudessa muiden ominaisuuksien ohessa käyttäjäkokemusta. (Robinson ym. 2018.)

Kun tulevaisuudessa päästään tilanteeseen, jolloin antureiden tuottama data on varmuudella korkealaatuista, reaaliaikaisten ja internetin kautta seurattavien saastemittausten kautta avautuu lukuisia mahdollisuuksia sisätilojen ilmanlaadun parantamiseen ja terveysvaikutusten hallintaan. Näin voitaisiin tunnistaa akuuteista ja kroonisista lähteistä aiheutuvat päästöt sekä määrittää niiden pitoisuudet, sekä luokitella päästönäytteet. Näiden tietojen avulla voitaisiin johtaa menetelmiä päästöjen vähentämiseksi. Lisäksi kehityksen myötä olisi mahdollista optimoida ilmanvaihtojärjestelmiä siten, että minimoidaan päästökuorma energiatehokkuuden samalla kasvaessa. Tavallisen ihmisen näkökulmasta korkealaatuisen mutta kohtuuhintaisen ilmanlaadudatan saataville tulo edistäisi sisäilman laadun monitorointia yhä useammassa rakennuksessa. Lisääntyvien sisäilman mittauksen myötä tietoisuus sisäilmanlaadun terveysvaikutuksista saataisiin lisääntymään.

Tulevaisuudessa uusien tekniikoiden odotetaan muuttavan kaasu- ja VOC-antureita merkittävästi. Nanotekniikka tarjoaa potentiaalín luoda kannettavia ja edullisia antureita, joilla on aiempaa parempi herkkyys, vasteaika, valikoivuus, yhteensopivuus ja alhaisempi virrankulutus. Nanorakenteen ylivoimaisia etuja ovat sen korkea pinta-ala ja

tilavuuden suhde, suuremmat aktiiviset alueet pinnalla, korkea ominaispinta-ala, sekä korkean pinnan reagoivuuden tuottava vaikutus, jonka mahdollistaa kristallimainen pintarakenne. (Morawska ym. 2018.) Uudet metallioksidikerrosten valmistusmenetelmät, kuten erityisesti pulssi-laser kerrostaminen saavat aikaan erittäin huokoisia anturikerroksia, joissa on hyvin hallittu morfologia eli muoto. Näin voidaan saavuttaa korkea valikoivuutta tietyille kohde VOC-yhdisteille, kuten naftaleenille. (Schütze ym. 2017.) Tarkalla signaalinkäsittelyllä voidaan parantaa PID-anturin havaitsemiskynnystä kokonaisen suuruusluokan verran (Lewis ym. 2016).

VOC-yhdisteitä mittaavilla laitteilla voidaan joissain tapauksissa ohjata sisätilojen ilmanvaihtoa. Ilmanvaihdon ohjaus tapahtuu siten, että kun määrätty raja-arvo pitoisuudessa ylittyy mittalaite lähettää signaalin, jonka perusteella ilmanvaihto tehostuu. Muun muassa osa antureista, joiden mittaustulos ilmoitetaan yksiköissä CO₂ ekvivalentti ppm, kykenevät valmistajien mukaan ohjaamaan kysyntä perusteista ilmanvaihtoa.

5 Tutkimusjärjestelyt

5.1 Tutkimuksessa mukana olevat mittalaitteet

5.1.1 Telia Oyj, Yanzi SWAQ3-0372 (MOS)

Telia Oyj:n toimittama Yanzi SWAQ3-0372 VOC-mittalaite on langattoman lähiverkon eli Wi-Fi:n kautta yhteydessä tukiasemaan, joka lähettää mittausdatan mobiililaajakaistan avulla Telian palvelimelle. Mittalaitteita voidaan yhdistää tukiasemaan useampia kerralla, ja nämä voidaan sijoittaa esimerkiksi eri tiloihin samassa rakennuksessa. Mittalaitteista kukin luo langattoman verkon ympärilleen ja toimii näin kantaman laajentimena. Laitteen anturina toimii AMS:n valmistama iAQ-core MOS-anturi. Valmistajan ilmoituksen mukaan laite mittaa TVOC-pitoisuutta, mittausväli on 125 – 600 ppb, ja Wi-Fi kantama sisätiloissa 5-25 m. Suoralla näköyhteydellä kantama kasvaa 50 – 100 metriin. Laite ilmoittaa VOC-mittaustuloksen miljardisosa yksikkönä (ppb). Anturit saavat virran USB-C – liittimellä varustetusta johdosta, ja mukana tulee verkkovirta-adapteri johdolle. Tukiasema toimii verkkovirralla mukana tulevan muuntajan kautta, ja lisäksi laitteessa on akku mahdollistaen lyhytaikaisen toimintakyvyn ilman verkkovirtaa. Vaadittu toimintalämpötila laitteelle on +5 - +40°C.

Mittaustietoja pääsee katsomaan internetselainpohjaisesta sovelluksesta, jossa mittausdata piiryy kuvaajaksi halutulle aikavälille. Lisäksi mittauspöytäkirjan saa ladattua .xls- tai .csv-tiedostoksi, jolloin käyttäjä saa kokonaismittausdatan halutulta aikaväliltä sisältäen kaikki mittausarvot.

5.1.2 Delete Oy, Pro dual ILH (MOS)

VOC-yhdisteiden mittauslaite Pro dual ILH on valmistajan mukaan suunniteltu ja kokoonpantu Suomessa. Laitteen VOC-anturi on Itävallassa valmistettu, mutta toimittaja ei halunnut tietoa valmistajasta ja mallista julkiseksi. Anturi on metallioksidi-puolijohde tyyppinen, jossa tuntopintana on huokoinen kalvo monikiteistä tinaoksidia. Mittaustilanteessa tinaoksidikalvo kuumennetaan yli 200°C lämpötilaan, jonka jälkeen ilmassa oleva VOC-yhdisteiden määrä muuttaa tuntopinnan sähkönjohtavuutta. Muuttuneesta sähkönjohtavuudesta voidaan johtaa sisäilmassa oleva TVOC pitoisuus.

Anturin mittausalue on valmistajan mukaan 450-2000 CO₂-verrannollinen ppm (miljoonasosaa). Anturilta mittausdata siirtyy 4g-modeemin tai Wi-Fi:n kautta pilvipalveluun, josta datan voi selainpohjaisen sovelluksen avulla ladata .xls- tai .csv -tiedostona. Mittausfrekvenssi antureilla on 10 min.

5.1.3 Graywolf, IQ-610 (PID)

Valmistajan tietojen mukaan mittalaitteen VOC-anturi on fotoionisaation havaitsin tyyppinen (PID), laitteessa on mukana 10,6eV PID lamppu, ja anturi kalibroidaan isobutyleenillä. Mittausalue on 20 – 20 000 ppb. Mittausosa on lieriön muotoinen, halkaisijaltaan 5 cm, korkeudeltaan 30 cm, ja painoltaan 0,7 kg. Mittalaite tulee olla mittauksen aikana johdolla kiinni kämmentietokoneessa, joka on Wi-Fi-verkossa ja lähettää datan pilvipalveluun. Käyttäjää pääsee dataan käsiksi selainpohjaisesta käyttöliittymästä.

5.1.4 Smartwatcher (MOS)

Laitteen käyttämä anturi on MOS-tyyppinen. Anturin valmistajan ja mallin tietoja toimittaja ei halunnut julkaista. Valmistajan kalibroinnissa käyttämät yhdisteet ovat etanoli ja

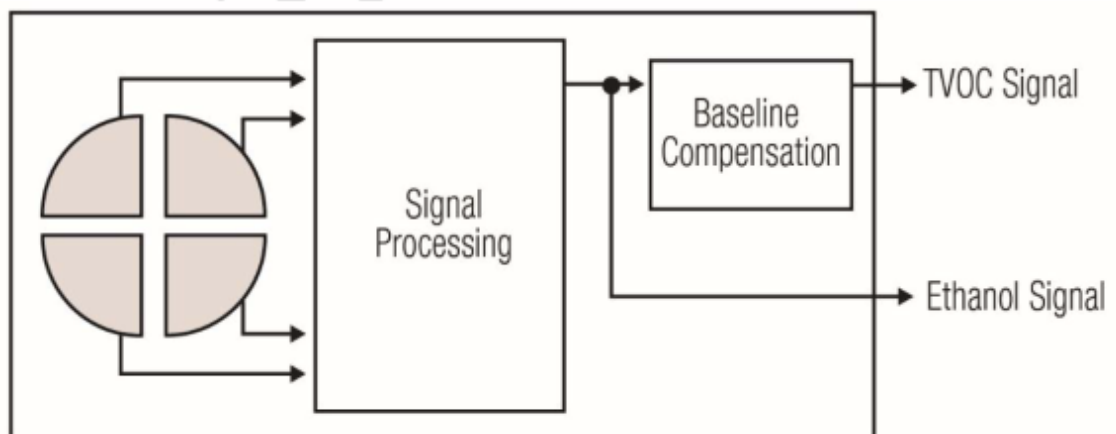
H₂. Mittaustarkkuus on valmistajan ilmoituksen mukaan tyypillisesti +/- 10% H₂ -yhdisteen suhteen ja +/- 15% etanolin suhteen. Pitkän aikavälin tulosten ajalehtimisen ilmoitetaan olevan tyypillisesti 1,3 % vuodessa. Ilmoitetut ominaisuudet pätevät mittaussvälillä 0,3 – 30 ppm etanolin, ja välillä 0,5 – 10 ppm H₂-yhdisteen suhteen.

Mittausten tiheys voidaan valita väliltä 1-10 min. Mittausdata lähetetään laitteeseen integroidun modeemin avulla 3g tai 4g tekniikalla pilvipalveluun, josta data on ladattavissa muun muassa .xls- tai .csv-tiedostona.

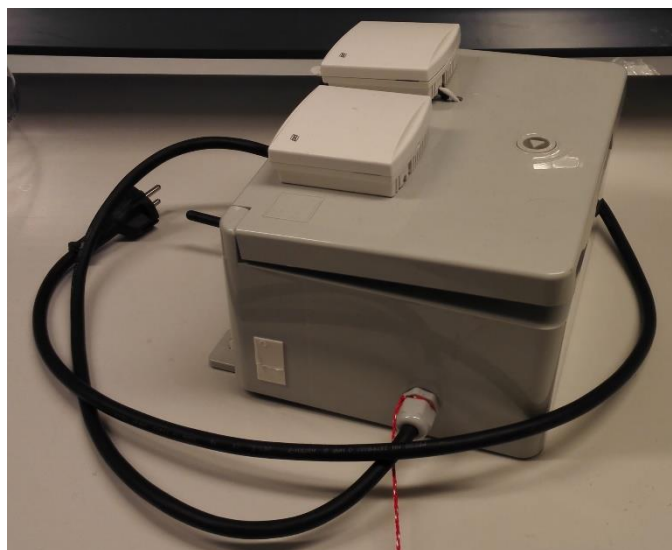
5.1.5 Ramboll, Sensirion SGPC3 (MOS)

Laite käyttää Sensirionin SGPC3 MOS-anturia. Mittalaitteen mittaussfrekvenssi on tiheimmällä asetuksella 10 min. Laitteessa on virtalähteenä litium akku. Akkua ei ole mahdollista ladata käyttäjän toimesta, vaan kun akku on tyhjentynyt, se vaihdetaan toimittajalla. Anturin valmistaja lupaa kuitenkin mittalaitteelle alhaista virrankulutusta 0,065 mA tai 0,98 mA mittaussfrekvenssistä riippuen jännitteellä 1,8 V. Anturissa on käytetty siloksaaneja eli piin ja hapen yhdisteitä estämään saastumista, ja sitä kautta luvataan yksilöllinen pitkäaikainen vakaus ja alhainen mittaustulosten ajautuvuus. Fyysiseltä kooltaan anturi on 2,45*2,45*0,9 mm³.

Etanolin havaitsemisessa mittausalueen luvataan olevan 0 – 1000 ppm, ja alueella 0,3 – 30 ppm mittaustarkkuus on 15%. Mittaustulosten ajautuminen on luokkaa 1,3% vuodessa. TVOC -mittausväli on 0 – 60 000 ppb. Erotuskyky välillä 0 – 2008 ppb on 1 ppb, välillä 2008 – 11 110 ppb on 6 ppb, ja välillä 11 110 – 60 000 ppb on 32 ppb. Mittaussfrekvenssi on joko 2 tai 30 s. Tiheämpi mittaussfrekvenssi lisää virrankulutusta. Anturin luvataan toimivan parhaiten 5 – 55 °C lämpötilassa ja 4 – 20 g / m³ ilmankosteudessa. Toimintakaaviosta, joka on esitetty kuvassa 5 nähdään, kuinka mittaustulokset TVOC-pitoisuuksille saadaan signaalin prosessoinnin ja perustasokompensoinnin seurauksena. Kaikkien tutkimuksessa mukana olleiden anturien kuvat on esitetty kuvassa 6, ja laitteiden ominaisuudet taulukossa 18.



Kuva 5. Sensirion SGPC3 -anturin yksinkertaistettu toiminnallisen lohkon toimintakaavio, josta ilmenee signaalin reitit (Sensirion 2019).



Kuva 6. Testatut VOC-mittalaitteet vasemmalta oikealle ja ylhäältä alas: Telia, Delete, Graywolf, Smartwatcher, Ramboll.

Taulukko 18. Anturien ominaisuudet.

Toimittaja, laitteen malli	Anturi	Anturityyppi	Mittausalue (TVOC)
Telia Oyj, Yanzi SWAQ3-0372	AMS-IAQ-core	MOS	125-600 ppb
Delete Group Oy Pro dual ILH	- *	MOS	450-2000 ppm (CO ₂ verrannollinen)
Graywolf, IQ-610	IQ-610	PID	20 – 20 000 ppb
Smartwatcher	- *	MOS	0 – 60 000 ppb
Ramboll	Sensirion SGPC3	MOS	0 – 60 000 ppb

* toimittaja ei halunnut julkaista anturin valmistajaa ja mallia

Toimittaja	Mittaus frekvenssi	Ilmoitettu tarkkuus
Telia Oyj	1 min	ei ilmoitettu
Delete Group Oy	10 min	ei ilmoitettu
Graywolf	1 min	ei ilmoitettu
Smartwatcher	min. 1 min	+/- 10 % (H ₂) +/- 15 % (etanoli)
Ramboll	min. 10 min	+/- 15 % (etanoli)

5.2 Mittalaitteiden testaukseen soveltuvat laboratoriolaitteistot

Mittalaitteiden testaukseen voidaan käyttää esimerkiksi vetokaappia tai testikammiota. Vetokaapissa on aktiivinen ilmanpoisto, jolloin mahdolliset haitalliset testikaasut eivät pääse vetokaapista huoneilmaan. Vetokaappien lisäksi testikammiot tai –kaapit mahdollistavat VOC-yhdisteitä havaitsevien mittauslaitteiden testauksen ja tutkimuksen, ja tällöin testaus voidaan suorittaa halutuissa olosuhteissa. Testikammioiden hyvänä puolena on se, että ilman lämpötilaa, kosteutta ja valon määrää voidaan säätää halutusti.

Vetokaapin tai testikammion lisäksi tutkimuksessa tarvitaan muun muassa nollakaasua ja kaasua, joka sisältää jotain TVOC-yhdisteisiin kuuluvaa kaasua. Kaasupulloista testikaasut tulee voida johtaa anturille siten, että anturi altistuu suurella varmuudella testikaasujen pitoisuudelle. Myös ilman lämpötila ja suhteellinen kosteus tulee voida mitata, sillä näillä on merkitystä VOC-anturien mittaustuloksiin.

5.3 *Olemassa olevat testausstandardit*

ISO 16000-29-standardi määrittää testimenetelmiä VOC-mittalaitteille. Standardin mukaan laite tulee valmistella käyttöohjeiden mukaisesti ottaen huomioon muun muassa alkusäädöt, kalibroinnin ja lämpenemisajan. Lämpötilan tulisi olla $20\text{ °C} \pm 5\text{ °C}$ testin ajan. Ilmanpaineen tulee testin aikana olla välillä 86 kPa ja 108 kPa, ja paine saa vaihdella ± 1 kPa. Ilman suhteellinen kosteus tulee olla $50\% \pm 30\%$, ja vaihtelua saa esiintyä $\pm 10\%$. Laitteet tulee sijoittaa käyttöohjeissa vaadittuun asentoon mittausten ajaksi. (ISO 16000-29:2014.)

ISO 16000-29 mukainen testikaasu puolijohdeantureille on n-oktaanin ja ksyleenin sekoitus. PID-antureille testikaasun tulee sisältää tolueenia, n-dekaania, α -pineeniä ja metyyli-isobutyryliketonia. Kunkin kaasukomponentin kokonaispitoisuus tulee olla $300\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. Mikäli tätä pitoisuutta ei ole mahdollista saavuttaa, tulee pitoisuus saattaa niin alas kuin mahdollista VOC-anturien mitta-alueella. Ennen varsinaista pitoisuusmittausta anturi tulee altistaa nollakaasulle, kunnes tasaiset testiolosuhteet on saavutettu. Mittausarvo tulee kirjata muistiin nollakaasutestistä. Pitoisuusmittauksessa anturi altistetaan eri pitoisuuksille alkaen ilmoitetun mitta-alueen ala-arvosta ja päättyen yläarvoon. Prosessi tulee toistaa kolme kertaa. Standardi sisältää mitta-arvokokeiden lisäksi myös lukuisia muita kokeita kuten lyhyen aikavälin vakaus-, ajautumis-, lämpötila-, paine-, kosteus-, ilman nopeus-, vaste- ja palautumisaika-, häiriökaasu-, ja mitta-alueen ulkopuolella toimintakokeen. (ISO 16000-29:2014.)

5.4 *Koejärjestelyissä huomioon otettavaa*

MOS-anturien mittauksessa on otettava huomioon ympäröivän ilman yleinen koostumus, jotta voidaan tarkasti mitata VOC-pitoisuuksia. Ilma sisältää tyypillisesti typen, hapen, hiilidioksidin (CO_2) ja vesihöyryn lisäksi noin 1,8 ppm metaania (CH_4), 550 ppb H_2 -, 325 ppb N_2O -, ja 150 ppb CO-yhdisteitä. Hiilimonoksidi vaihtelee yhdisteistä eniten vuoden aikana ollen 100-250 ppb välillä. Metaanin vaikutus mittauksiin on vähäpätöinen. Pienikin altistus H_2 - ja CO-yhdisteille voi helposti muuttaa MOS-anturin perusresistanssin jopa 10-kertaiseksi. Samalla herkkyys muiden kaasujen havaitsemiseen heikkenee. Tällaisissa tilanteissa myös anturikokoelmien mittaustulokset vääristyvät. Jotta koetuloksista saadaan realistisia, joudutaan taustakaasuja lisäämään nollakaasuun testijärjestelmissä. Luonnolliset vaihtelut tulee ottaa huomioon selvitettyä havaitsemiskynnyksiä ja erotuskykyä. (Schütze ym. 2017.) Myös Lewis ym. havaitsivat tietyistä yhdisteistä kuten CO_2 , H_2 ja H_2O aiheutuvan mittauksiin virhesignaaleja, jotka voivat olla suurempia kuin varsinaisesta mitattavasta yhdisteestä aiheutuva signaali. (Lewis ym. 2016.) Collier-Axandale ym. havaitsivat VOC-anturien herkkyyden häiriösignaaleille. Tutkijoiden mukaan useaa VOC-yhdistettä mittaavat anturit ovat huomattavasti herkempiä häiriösignaaleille kuin yksittäisiä yhdisteitä mittaavat anturit, sillä anturin on otettava huomioon paljon enemmän mittaustuloksia sekoittavia yhdisteitä, ja kalibrointimalleista tulee rakentaa sellaisia, että ne tähtäävät tiettyihin VOC-yhdisteisiin tai ryhmiin yhdisteitä. (Collier-Oxandale ym. 2019.) Häiritsevien yhdisteiden lisäksi anturit ovat herkkiä muihin ympäristöllisiin tekijöihin, kuten lämpötila ja ilmankosteus (Lewis ym. 2016).

Laboratoriokokeissa tehtyihin nollakaasumittauksiin ei lisätty taustakaasuja, vaan ko-keessa testattiin mittalaitteiden mittaskaalaa ja suorituskkyä VOC-yhdisteettömässä tilanteessa. Myöhemmässä testissä koulukohteessa sen sijaan laitteet testattiin tilanteessa, jossa sisäilma todennäköisimmin sisälsi yllämainittuja mahdollista mittaushäiriötä tuottavia yhdisteitä.

Osassa VOC-mittalaitteista on käytössä automaattinen alarajan korjausalgoritmi (automatic baseline correction, ABC). ABC-algoritmi kalibroi mittaustulokset automaattisesti 450 CO₂-ekv. ppm alarajaan säännöllisesti estääkseen mittaustulosten ajalehtimisen ajan myötä. Automaattinen kalibrointi tapahtuu, kun mittalaite havaitsee tietyn ajanjakson alhaisia pitoisuuksia. Algoritmillä varustettuja laitetta ei voida käyttää TVOC:n absoluuttisiin mittauksiin. (BAPI 2019.)

Muista mittalaitteista poiketen Deleten laitteet ilmoittivat TVOC-pitoisuuden yksikössä ppm (CO₂-ekvivalentti). Valmistaja ilmoittaa anturin mittaamien VOC-arvojen korreloivan sisäilman CO₂-pitoisuuksien kanssa. Kyseisen anturin mittaustulosalue on 450-2000 CO₂-ekvivalentti ppm, laite hyödyntää ABC-algoritmia, ja TVOC-ekvivalenttina laitteen mittaustulosalue on valmistajan mukaan 125 – 600 ppb. Yksiköt täytyy muuntaa ppb-pitoisuuteen, jotta mittaustuloksista saadaan vertailukelpoisia tutkittujen laitteiden kesken. Deleten oman testauksen mukaan 500 ppm CO₂-ekv. $\approx 73 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Toimittajalta ei kuitenkaan saatu tietoa siitä, minkä aineen vasteena $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -yksikkö on laskettu. Yksiköiden muuntamiseksi ppb-muotoon yksi mahdollisuus olisi tehdä yksikkömuunnos kaavan 2 mukaan.

$$y / 3,6 = x \quad (2),$$

jossa y = mittaustulos yksikössä CO₂-ekvivalentti ppm ja
x = mittaustulos yksikössä ppb.

Kerroin 3,6 saadaan jakamalla CO₂-ekvivalentti ppm mittaustulosalueen alaraja-arvo ppb mittaustulosalueen alaraja-arvolla eli $450 / 125 = 3,6$.

Koska VOC-anturit voivat havaita ja reagoida hiilidioksidiin, olisi hyödyllistä testata anturien vastetta hiilidioksidiin. Saatavilla olleissa CO₂-testikaasuissa ei kuitenkaan ollut varmuutta kaasun muista komponenteista ja siitä sisältääkö kaasu VOC-yhdisteitä. Käytökelpoisen testikaasun saatavuushaasteista johtuen jouduttiin CO₂-kokeista kuitenkin luopumaan.

5.5 Laboratoriomittaukset

5.5.1 Kalibrointi

Mittalaitteiden kalibrointi käyttäjän toimesta onnistui testatuista laitteista vain GrayWolf-mittalaitteiden osalta. GrayWolf-laitteet kalibroitiin käyttämällä nollakaasua ja 7500 ppb isobutyleenia. Nollakaasuna käytettiin kaasuseosta, joka koostuu pääasiassa tpeestä ja hapesta, ja jonka VOC-yhdisteiden pitoisuuden pitäisi valmistajan mukaan olla lähellä nollaa. GrayWolf-mittalaitteet kalibroitiin 22.3. Muut mittarit oli valmistajien mukaan kalibroitu tehtaalla valmistuksen yhteydessä, eikä kalibrointiajankohdasta saatu tarkempaa tietoa.

5.5.2 Koejärjestelyt

Mittalaitteita testattiin samoilla kaasuilla, joita käytettiin GrayWolf-laitteiden kalibrointiin eli nollakaasulla ja 7500 ppb isobutyleenikaasulla, sekä 8000 ppb isobutyleenikaasulla. Nollakaasukokeet tehtiin laboratorion huoneilmassa, ja kokeet 7500 ja 8000 ppb kaasulla tehtiin vetokaapissa samassa laboratoriossa. Ilmankosteutta ja lämpötilaa voitiin monitoroida testien ajan, ja olosuhteet kuten ilman lämpötila ja kosteus pyrittiin pitämään tavanomaisia sisätilan arvoja vastaavina, sekä standardin mukaisina eli lämpötila välillä 20 – 25 °C ja suhteellinen ilmankosteus välillä 20 - 80%. Lämpötila mittausten aikana oli

25°C±1 ja suhteellinen ilmankosteus (RH%) vaihteli välillä 20-30 %. Ramboll:n toimittamissa mittalaitteissa oli mittausfrekvenssinä 30 min, ja mittauksen ajankohta oli epä säännöllinen. Näin ollen, mikäli laitteita olisi testattu kokeen kesto olisi muodostunut moninkertaiseksi muihin laitteisiin nähden ilman varmuutta tarkasta mittausajankohdasta. Testikaasua oli käytössä rajallinen määrä eikä takeita kokeen onnistumiselle ollut, jonka vuoksi nämä mittalaitteet jätettiin laboratoriokokeiden ulkopuolelle.

Laboratoriokokeissa mittalaitteet asetettiin GrayWolf- ja Deleten laitteita lukuun ottamatta kannelliseen muoviseen koteloon (Kuva 7). Muovikoteloon oli porattu reikä molempiin päihin, joista toisesta virtasi testikaasua kotelon sisään, ja kaasun täytettyä kotelon ja virrattua sen läpi testikaasu purkautui toisesta reiästä ulos. Mittalaitteiden virtajoh- tojen läpivientinä toimi kaasun poistoreikä rasiassa. Liitosrei'istä tehtiin niin tiiviit, ettei kaasua päässyt kokeen kannalta merkitsevästi vuotamaan liittimen reiän kautta pois. Li- säksi kotelon ja sen kannen välinen ilmatiiviys tarkastettiin olevan riittävällä tasolla. Kaasun tuloreiän liittimestä lähti muoviletku tilavuusvirran säätimelle, joka oli kytketty testikaasupulloon. Näin testikaasu pääsi virtaamaan kaasusylinteristä testikoteloon. Mit- talaitteita oli kotelossa kerrallaan kokeen aikana 1-2 kpl koosta riippuen. GrayWolf-mit- talaitteet testattiin muista laitteista poiketen siten, että mittalaitteen päälle asetettiin muo- vinen huppu, jonka yläosasta kaasua virtasi huppuun ja mittalaitteen läpi (kuva 8). Deleten anturikoteloon liittyi johto, jota ei voitu vetää läpi muovikotelon johtoreiästä muiden mit- talaitteiden tapaan. Tästä syystä Deleten mittalaite testattiin siten, että GrayWolf -laitteen tapaan kaasun syöttöön käytettiin muovihuppua anturin päällä (kuva 8).



Kuva 7. Mittalaitteiden testausta vetokaapissa 7500 ppb testikaasulla.

Nollakaasumittauksissa käytettiin eri muoviletkuja kuin isobutyleenikaasulla mitattaessa, jotta letkun sisäpinnan mahdolliset yhdistejäämät saatiin eliminoidua tuloksista. Testi kul- lakin kaasulla tehtiin siten, että kaasun annettiin virrata 10 min ajan muovikotelon ja mit- talaitteen läpi. Tämän jälkeen kaasun virtaus sammutettiin. Nollakaasun kohdalla dataa tarkasteltiin 10 min kaasun virtauksen ajalta, sillä aika havaittiin riittäväksi mittaustulos- ten tarkastelun yhteydessä. Isobutyleenikaasun kohdalla muiden kuin GrayWolf-mitta- laitteiden havaittiin reagoivan testikaasuun viiveellä, ja siitä syystä dataa tarkasteltiin vä- hintään 20 min ajalta.



Kuva 8. Delete (vas.) ja GrayWolf (oik.) mittalaitteet testissä.

5.6 Mittaukset koulukohteessa

Smart & Clean –sisäilman tutkimushankkeeseen olennaisena osana kuului myös sisäilman VOC-pitoisuuksien mittaaminen koulu- ja päiväkotikohteissa. Tietoja sisäilmasta kerättiin yhtäaikaaisesti sekä käyttäjien havainnoista, että mittalaitteista keväällä 2019. Koulu- ja päiväkotikohteissa mittalaitteet mittasivat tilojen sisäilmaa opetusluokissa ja muissa laitosten yleisissä tiloissa jatkuvatoimisesti.

Mittalaitteiden pääasiallisen käyttötarkoituksen Smart & Clean -projektissa ollessa koulu- ja varhaiskasvatuslaitoksissa yhteisten tilojen sisäilman laadun mittaus oli luontevaa, että mittalaitteiden yhteismitallisuutta testattiin juuri näissä tiloissa ja olosuhteissa. Tutkimuksen seuraava vaihe toteutettiin siten, että testeissä mukana olleet mittalaitteet yhtä GrayWolf-mittalaitetta lukuun ottamatta vietiin 8 vrk ajaksi 17.4.-25.4.2019 yhteen Tapiolan lukion luokahuoneeseen mittaamaan sisäilman TVOC-pitoisuutta.

Tutkimuksessa käytetty koulurakennus oli alun perin rakennettu vuonna 1958, mutta kosteusvaurioiden aiheuttamien vakavien sisäilmaongelmien vuoksi koulu rakennettiin kokonaan uudelleen, ja uusi rakennus valmistui vuonna 2016. Sisäseinämateriaaleina tutkimuskohteena olleessa luokahuoneessa oli betonipinta. Lattia oli vinyyliä, ja katto betonipintaa sekä akustiikkalevyä. Sisustuksena luokassa oli pulpetteja, tuoleja, opettajan pöytä sekä palmukasvi. Siivous luokassa tapahtui kerran päivässä klo 16-19 välillä, ja tällöin pöytätasot ja lattiat pyyhittiin. Lämpötila luokassa oli opettajan kertoman mukaan yleisesti välillä 20-21°C ja näin oli myös koetilanteessa.

Luokassa, jossa mittaukset tehtiin, ilmanvaihtona oli koneellinen tulo- ja poistoilmanvaihto. Ilmanvaihtoa pidetään jatkuvasti päällä paikalla haastatellun kiinteistönhoitajan

mukaan. Lisäksi luokassa oli CO₂-anturi, joka ohjasi rakennusautomaation kautta tarpeenmukaista ilmanvaihtoa luokassa. Näin ollen tietyn CO₂-pitoisuuden ylittyessä luokassa käynnistyi tehostettu ilmanvaihto.

Koulumittaukset aloitettiin 17.4. klo 15.28, ja mittaukset päättyivät 25.4. klo 12.00. Mittalaitteet sijoitettiin luokan takanurkkaan (kuva 9). Mittauksissa käytettiin kaikkia laboratorioissa testattuja mittalaitteita yhtä GrayWolf-laitetta lukuun ottamatta. Lisäksi molemmat Ramboll:n toimittamat VOC-mittalaitteet otettiin mukaan koulumittauksiin. Yhden GrayWolf -laitteen jääminen koulumittauksen ulkopuolelle johtui siitä, että laitteen mittausravot olivat kalibroinnin jälkeen ajalehtineet ylöspäin näyttäen noin 150 ppb suurempia TVOC-arvoja kuin muut kaksi GrayWolf -mittalaitetta. Mittaustilanteessa kaikkia mittalaitemalleja oli siis mukana kaksi kappaletta.



Kuva 9. Mittalaitteet Tapiolan koulun luokahuoneessa.

Mittausjakson viimeisenä päivänä luokasta otettiin kaksi ilmanäytettä Tenax-TA Carbo-graph 5TD-adsorptioputkiin VOC-analyysiä varten. Tutkimuksessa mitattavat yhdisteet ovat kaasuja kiehumispisteeltään 50 - 260°C, joten kaasukromatografilla voidaan analysoida näitä yhdisteitä.

Näytteet kerättiin adsorptioputkiin 8 dm³ ilmamäärällä ja 40 min näytteenottoajalla. Ensimmäinen näyte otettiin 25.4. klo 10.13-10.53. Tilassa ei ollut tällöin henkilöitä, ja luokka oli ollut käyttämättä noin 16 -20 h ajan. Ensimmäisen näytteen jälkeen otettiin toinen näyte oppitunnin aikana klo 11.08-11.48, jolloin luokassa oli noin 15 oppilasta opettajan lisäksi. Näytteet lähetettiin sen jälkeen analysoitavaksi akkreditoituun laboratorioon. Analyysi suoritettiin kaasukromatografisesti käyttäen termodesorptiota ja massaselektiivistä ilmaisinta. Analyysimenetelmän mittauserävarmuus on keskimäärin 30 %.

6 Tutkimustulokset

6.1 *Laboratoriomittausten tulokset*

6.1.1 Mittaukset nollakaasulla

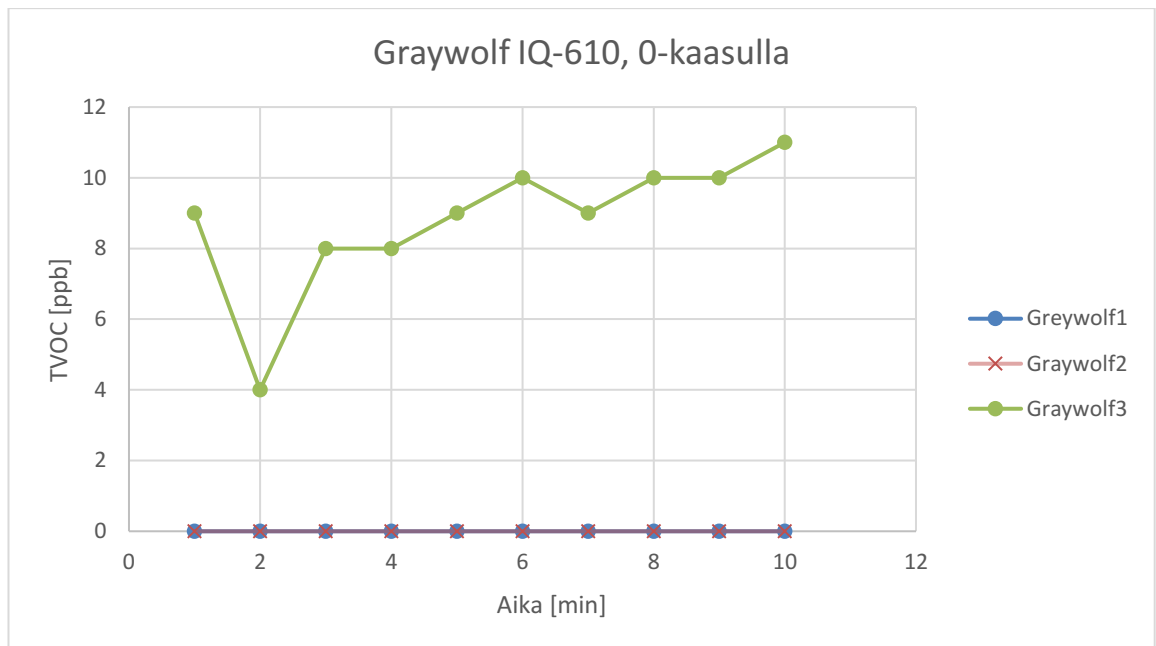
Nollakaasulla tehtiin kokeita siten, että kaasun annettiin virrata 10 min ajan anturin läpi. Anturien mittausväli pyrittiin asettamaan vähintään 1 minuuttiin, jolloin aikaväliltä saataisiin vähintään 10 mittaustulosta. Tehtyjen kokeiden perusteella voitiin havaita, että lähes kaikki testatut anturit näyttivät oman mittausalueensa alinta lukemaa tai hyvin lähelle sitä. GrayWolf-antureista IQ-610 anturi 3 näytti TVOC-pitoisuudeksi 4-11 ppb, mutta muut saman valmistajan anturit näyttivät nollaa. Molemmat AMS-iAQ-core anturit näyttivät mittausvälin alinta lukemaa eli 125 ppb. Kaikki kolme Smartwatcherin anturia näyttivät nollakaasukokeessa 0 ppb pitoisuutta. Deleten mittaustulokset pysyivät välillä 745-767 CO₂ ekv. ppm vastaten 109 µg / m³. Deleten nollakaasumittauksissa anturi altistettiin kaasun virtaukselle 25 min ajan, sillä mittausfrekvenssi oli laitteella 10 min ja tällä tavoin saatiin 3 mittaustulosta kaasuvirtauksen ollessa päällä.

6.1.2 Mittaukset 7500 ppb isobutyleenillä

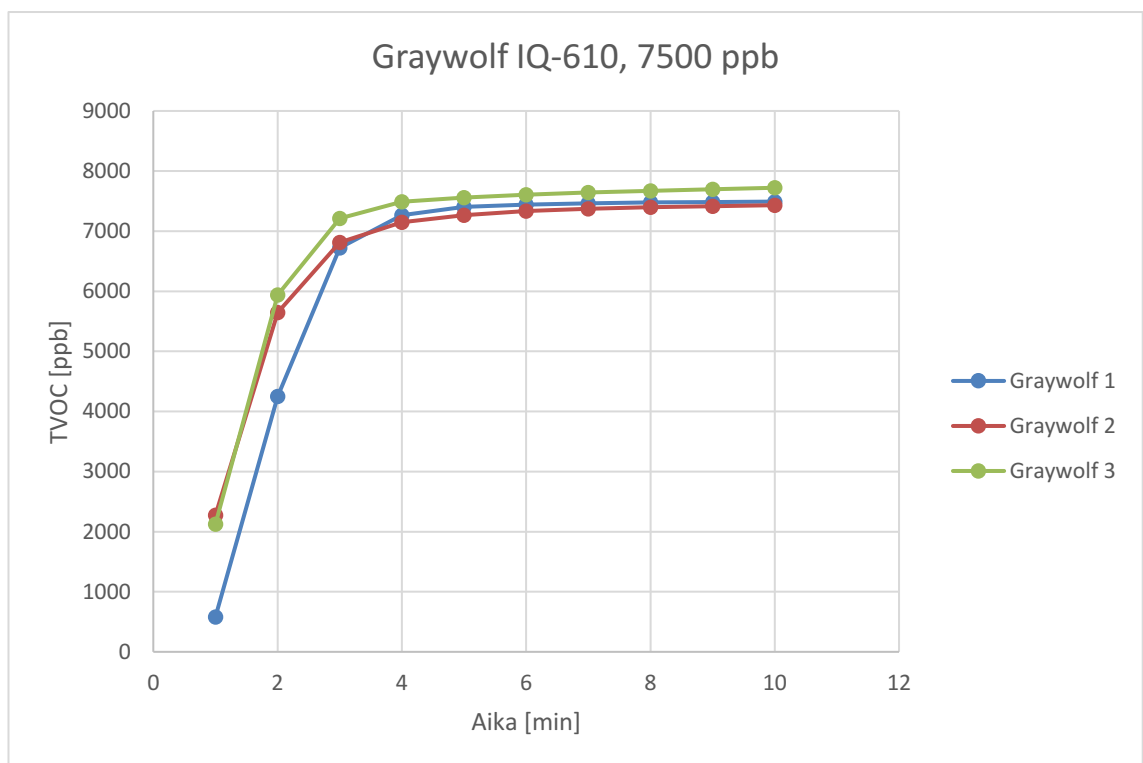
Graywolf IQ-610 mittalaitteet näyttivät 7500 ppb isobutyleenikaasulla testattaessa hyvin lähelle seoksen todellista pitoisuutta vaihteluvälin ollessa 7432-7722 ppb laitteesta riippuen 10 min kohdalla. Anturien kalibroinnin samoilla kaasuilla kuin millä testaus suoritettiin, voidaan arvioida vaikuttaneen siihen, että mittaustulokset olivat hyvin lähellä todellista pitoisuutta niin nollakaasulla kuin 7500 ppb kaasulla.

Smartwatcherien antureilla mittausarvot alkoivat nousta vasta n. 10 min kuluttua kaasun avauksesta, ja nousivat vielä kaasuvirtauksen sulkemisen jälkeen. Lopulta mittausarvot asettuivat 360-458 ppb välille 20 – 60 min kuluttua kaasun avaamisen jälkeen. AMS-iAQ-core anturit näyttivät suurimmillaan 229 ja 303 ppb pitoisuuksia. Mittausarvot lähtivät nousuun heti 1. mittaustuloksesta alkaen kaasun avaamisen jälkeen. Deleten mittalaitteen anturien mittausarvot pysyivät 8000 ppb kaasulle altistettaessa välillä 795-808 CO₂ ekvivalentti ppm.

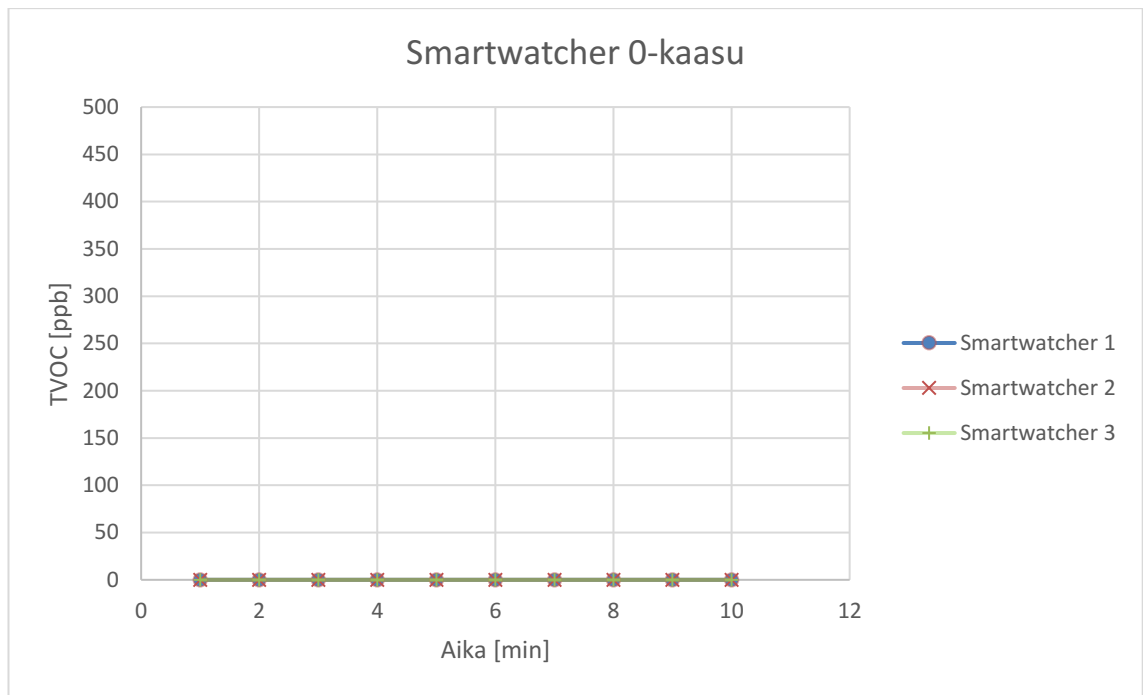
Kaikkien testattujen MOS-antureilla varustettujen laitteiden testikaasujen 7500-8000 ppb VOC-pitoisuutta alemmat lukemat voivat johtua monesta syystä. Kaasun virtauksen nopeus voi vaikuttaa anturien mittaustuloksiin. Syitä voi olla myös se, että anturi on kalibroitu muilla yhdisteillä kuin mitä testikaasu sisältää, tai että anturi on optimoitu havaitsemaan muita yhdisteitä. Koejärjestelyt sallivat kaasun virtauksen vain 10 min ajan, joten voi olla, että mitattu pitoisuus olisi vielä kasvanut, mikäli altistusta olisi jatkettu pitempään. Tätä tukevat myös mittaustuloksista piirretyt kuvaajat, joissa käyrän trendi on yhä kasvava 10 min kohdalla, kun kaasun virtaus suljettiin. Toisaalta anturien tulisi havainnoida pitoisuuksia reaaliaikaisesti, joten 10 min altistusta kaasulle voidaan pitää riittävänä tästä näkökulmasta. Lämpötila oli mittaustilanteissa 25 ± 1 °C, joten vaikka standardin mukaisesta lämpötilasta poikettiin paikoin 1°C verran, poikkeama on suhteellisen pieni ja vähäpätöinen. Suhteellinen ilmankosteus tutkimuksen aikana vaihteli, mutta oli koko ajan standardin mukainen, joten silläkään ei pitäisi olla merkittävää vaikutusta ainakaan MOS-anturien mittaustuloksiin.



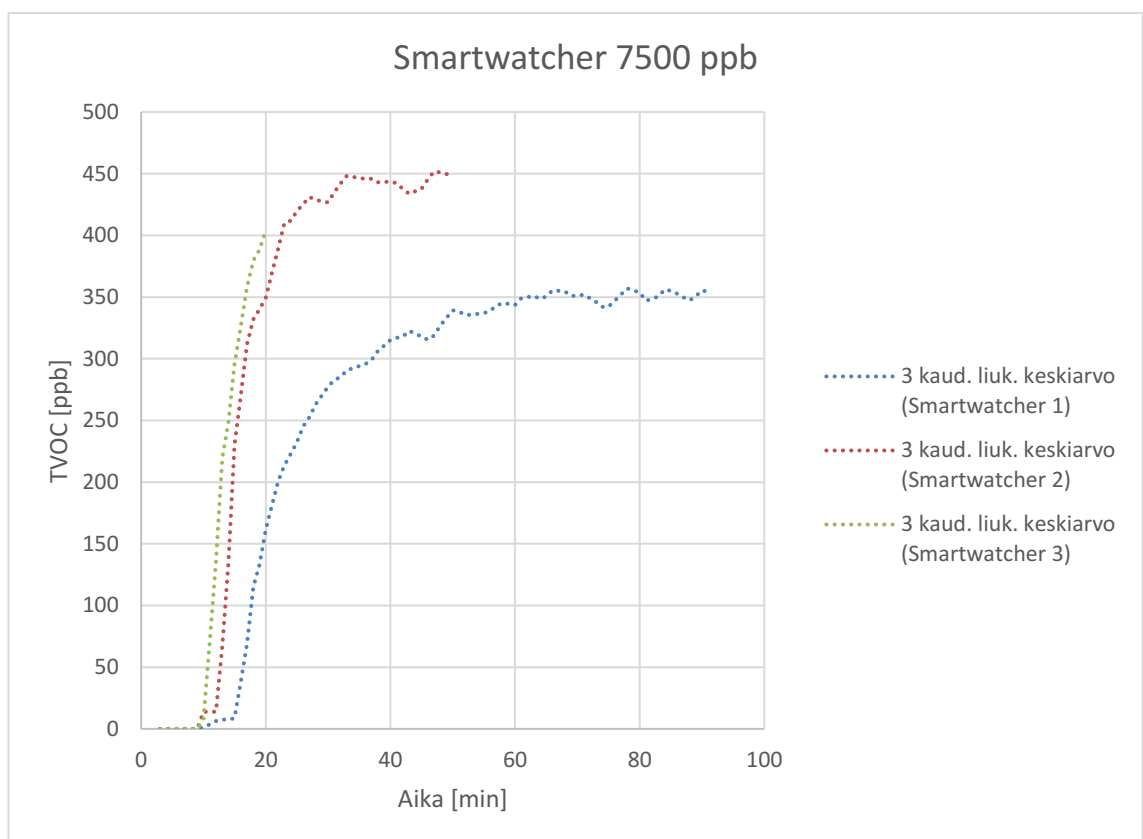
Kuva 10. GrayWolf mittaustulokset nollakaasulla.



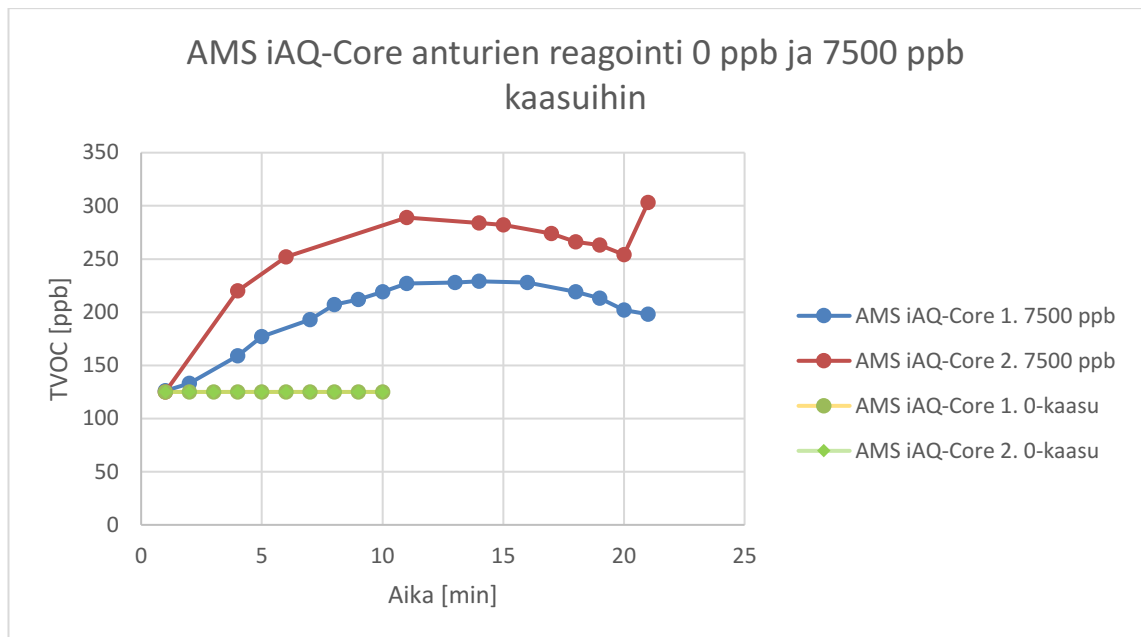
Kuva 11. GrayWolf mittaustulokset VOC-testikaasulla.



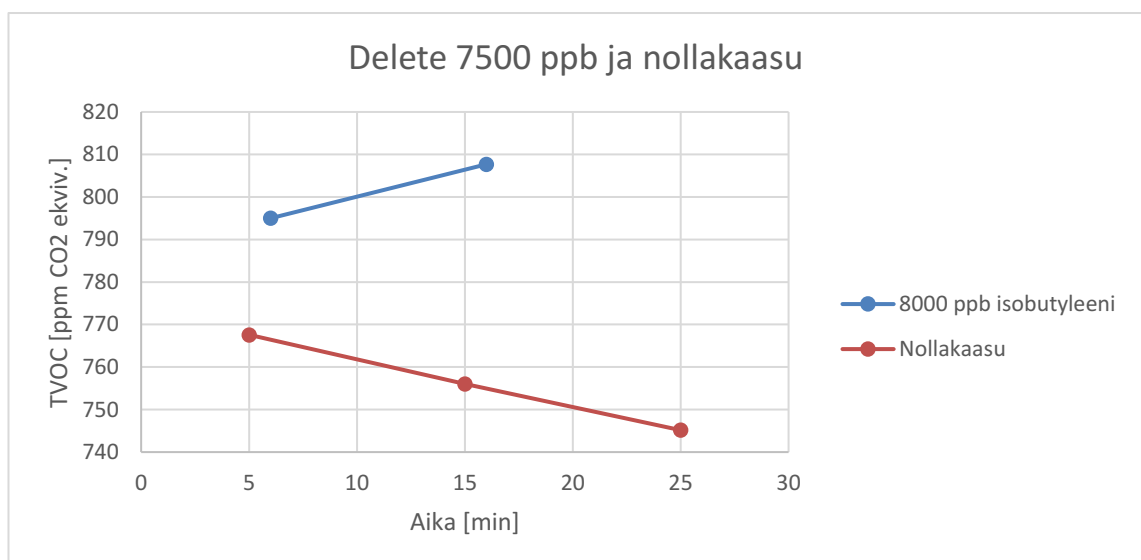
Kuva 12. Smartwatcher mittauks tulokset nollakaasulla.



Kuva 13. Smartwatcher mittauks tulokset VOC-testikaasulla.



Kuva 14. AMS iAQ-Core mittaustulokset nollakaasulla ja VOC-testikaasulla.



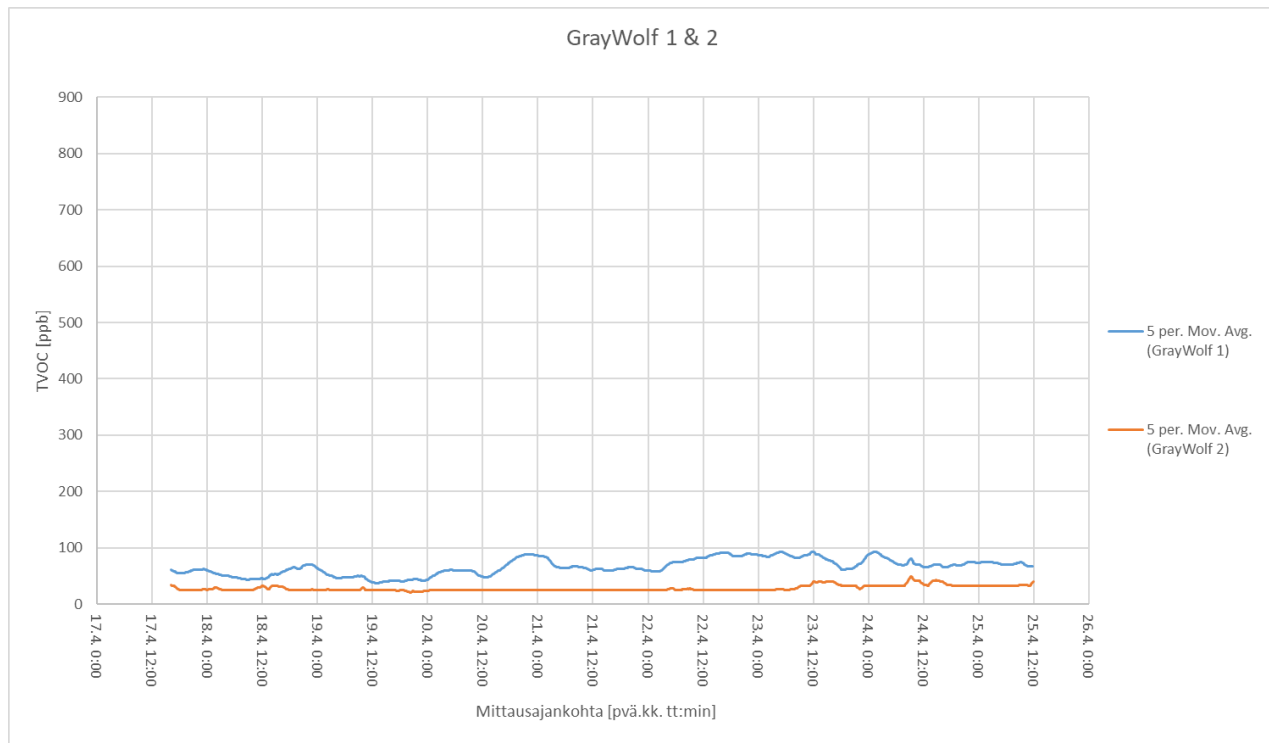
Kuva 15. Deleten mittaustulokset nollakaasulla ja VOC-testikaasulla.

6.2 Koulumittausten tulokset

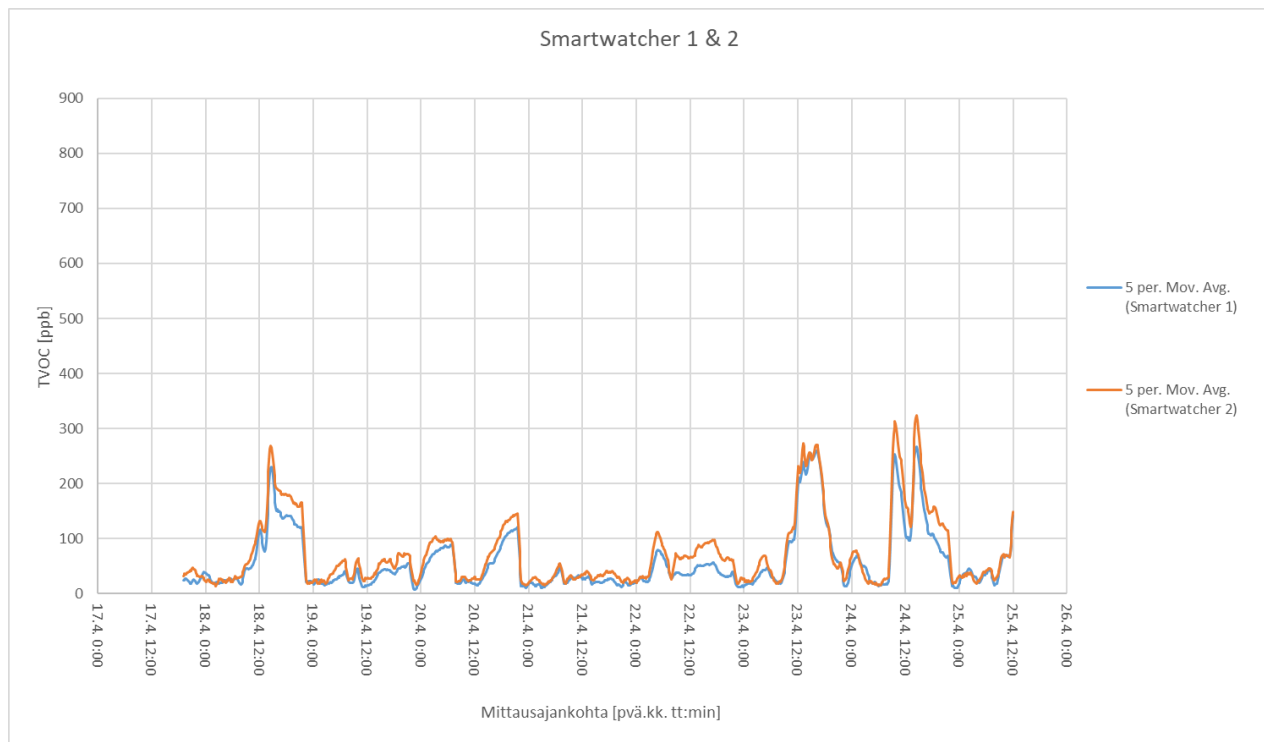
6.2.1 Jatkuvat toimiset mittalaitteet

Mittalaitteiden mittayksiköt olivat muissa mittalaitteissa ppb -yksikössä, mutta Produalin mittalaite ilmoittamat mittaustulokset olivat yksikössä CO₂ -verrannollinen ppm. GrayWolf -mittalaitteiden tulokset oli mahdollista muuntaa laitteen sisällä $\mu\text{g} / \text{m}^3$ -yksikköön. Jotta mittaustuloksista saisi keskenään vertailukelpoisia, täytyisi tulokset muuntaa samaan yksikköön keskenään. Deleten laitteiden mittaustulokset jätettiin kuitenkin kuvaajassa alkuperäiseen yksikköönsä. Mittausdatan kuvaajissa käyrät kuvaavat 50 min liukuvaa keskiarvoa Rambollin mittalaitteita lukuun ottamatta. Ramboll -laitteiden kuvaajat kuvaavat 60 min liukuvaa keskiarvoa. Kolmas Smartwatcherin mittalaite ei lähettänyt mittausajalta dataa, joten se jouduttiin jättämään pois tulosten tarkastelusta.

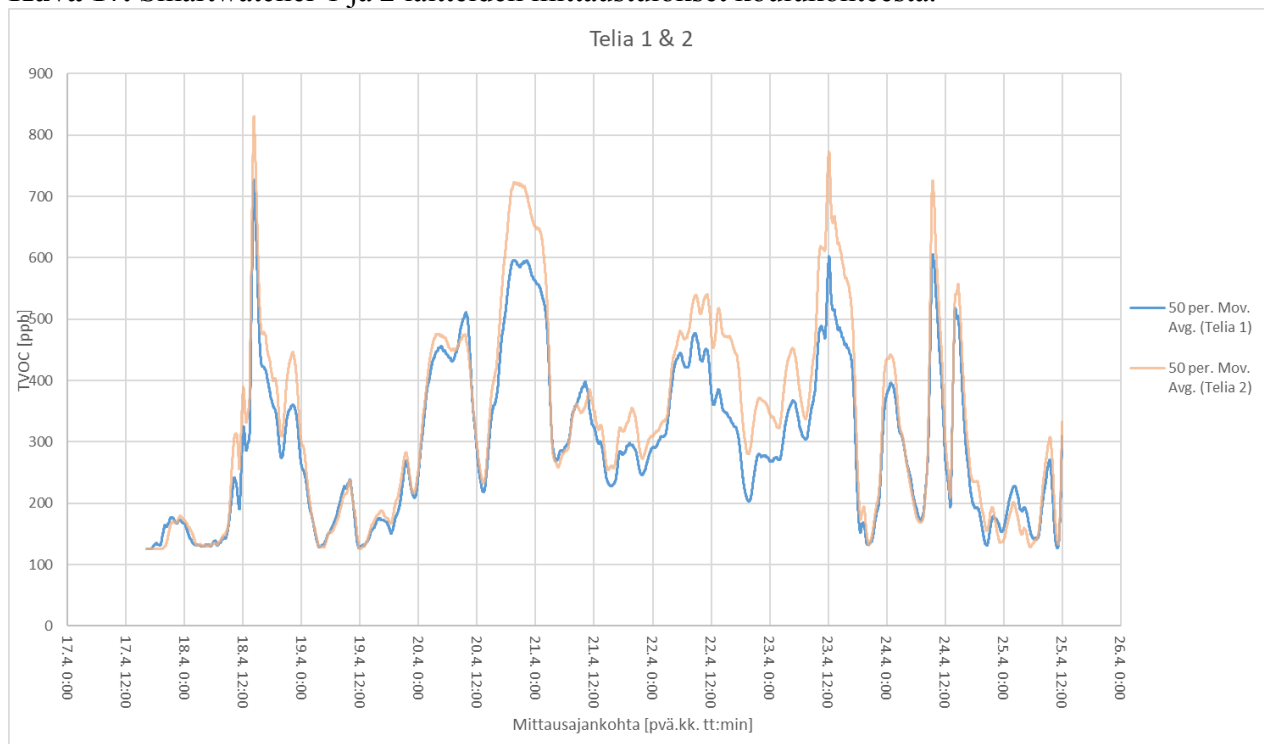
GrayWolf 1 anturi näytti mittausjaksolla 37 - 95 ppb pitoisuuksia keskiarvon ollessa 66 ppb, ja GrayWolf 2 20 - 50 ppb pitoisuuksia keskiarvon ollessa 28 ppb (kuva 16). Smartwatcher 1 näytti 0 - 276 ppb pitoisuuksia keskiarvon ollessa 58 ppb (kuva 17). Smartwatcher 2 näytti 1 - 332 ppb pitoisuuksia keskiarvon ollessa 73 ppb. Telia 1 näytti 125-814 ja Telia 2 125-940 ppb pitoisuuksia. Telia 1 keskiarvo oli 299 ja Telia 2 335 ppb. Ramboll 1 mittausarvot sijoittuivat välille 0-292 ja Ramboll 2 0-302 ppb. Delete 1 mittautulokset sijoittuivat välille 438-1121, ja Delete 2 välille 455-1106 CO₂ ekv. ppm. Delete 1 keskiarvo oli 641 ja Delete 2 677 CO₂ ekv. ppm. Ramboll 1 keskiarvo oli 77 ja Ramboll 2 85 ppb.



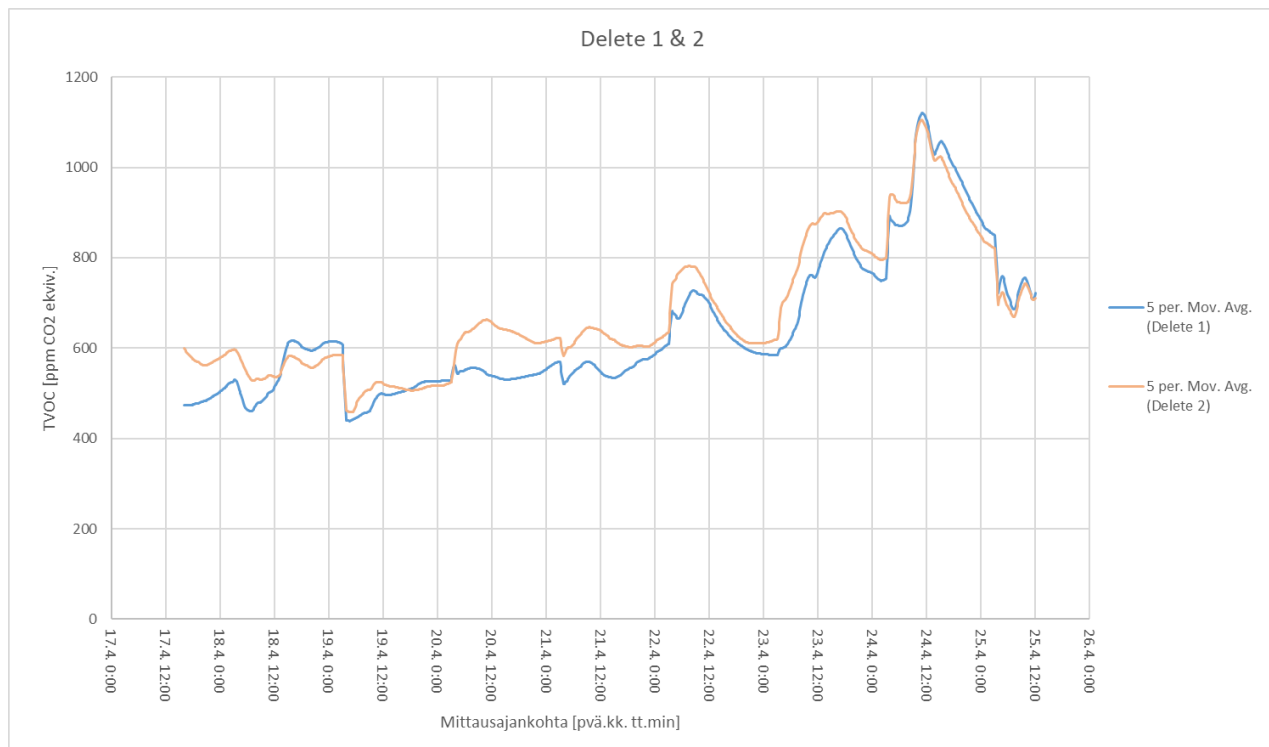
Kuva 16. GrayWolf 1 ja 2 laitteiden mittautulokset koulukohteesta.



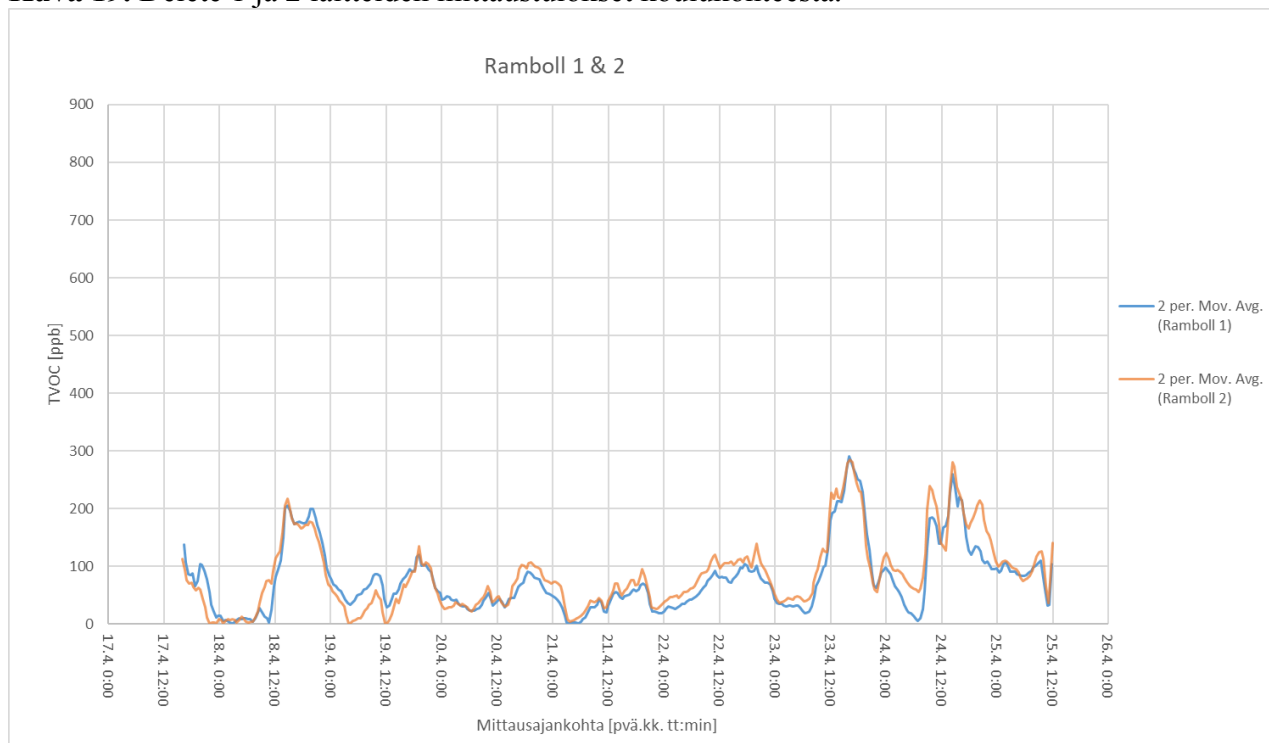
Kuva 17. Smartwatcher 1 ja 2 laitteiden mittaustulokset koulukohteesta.



Kuva 18. Telia 1 ja 2 laitteiden mittaustulokset koulukohteesta.



Kuva 19. Delete 1 ja 2 laitteiden mittaustulokset koulukohteesta.



Kuva 20. Ramboll 1 ja 2 laitteiden mittaustulokset koulukohteesta.

6.2.2 Ilmanäytteet

Tyhjän luokan näytteessä oli kaasukromatografisella menetelmällä tehdyn analyysin perusteella TVOC-yhdisteitä $10 \mu\text{g} / \text{m}^3$ eli 3 ppb, ja täyden luokan ilmanäytteessä $60 \mu\text{g} / \text{m}^3$ eli 16 ppb. Tyhjän luokkatilan näytteessä merkittävin TVOC-alueen yksittäinen yhdiste oli bentsaldehydi $2 \mu\text{g} / \text{m}^3$ pitoisuudella. TVOC-alueen ulkopuolisista yhdisteistä merkittävin oli asetoni $7 \mu\text{g} / \text{m}^3$ pitoisuudella, tosin tulos on suuntaa antava, sillä aine läpäisee keräimen helposti. Toisen näytteen eli näytteen, joka otettiin kun tilassa oli ihmisiä, suurin yksittäisen TVOC-yhdisteen pitoisuus oli limoneenilla $12 \mu\text{g} / \text{m}^3$. TVOC-

alueen ulkopuolisista yhdisteistä esiin nousi jälleen asetoni, jolta nyt mitattiin $13 \mu\text{g} / \text{m}^3$ pitoisuus. 16 henkilön läsnä ollessa luokassa standardin mukaisesti mitattu TVOC-pitoisuus oli 16 ppb, ja tyhjän luokan pitoisuus vastaavasti 3 ppb. Luokahuoneeseen mahtuu noin 35 oppilasta, joten lineaarisen yksinkertaistetun mallin mukaan TVOC-pitoisuuksien olisivat tilassa suurimmillaan luokkaa $16 \text{ ppb} * 35/16 = 35 \text{ ppb}$. Ilmanäytemittausten tuloksissa tulee ottaa huomioon, että analyysimenetelmän mittausepävarmuus on keskimäärin 30 %.

6.3 *Mittaustulosten vertailu keskenään ja ilmanäytemittauksiin*

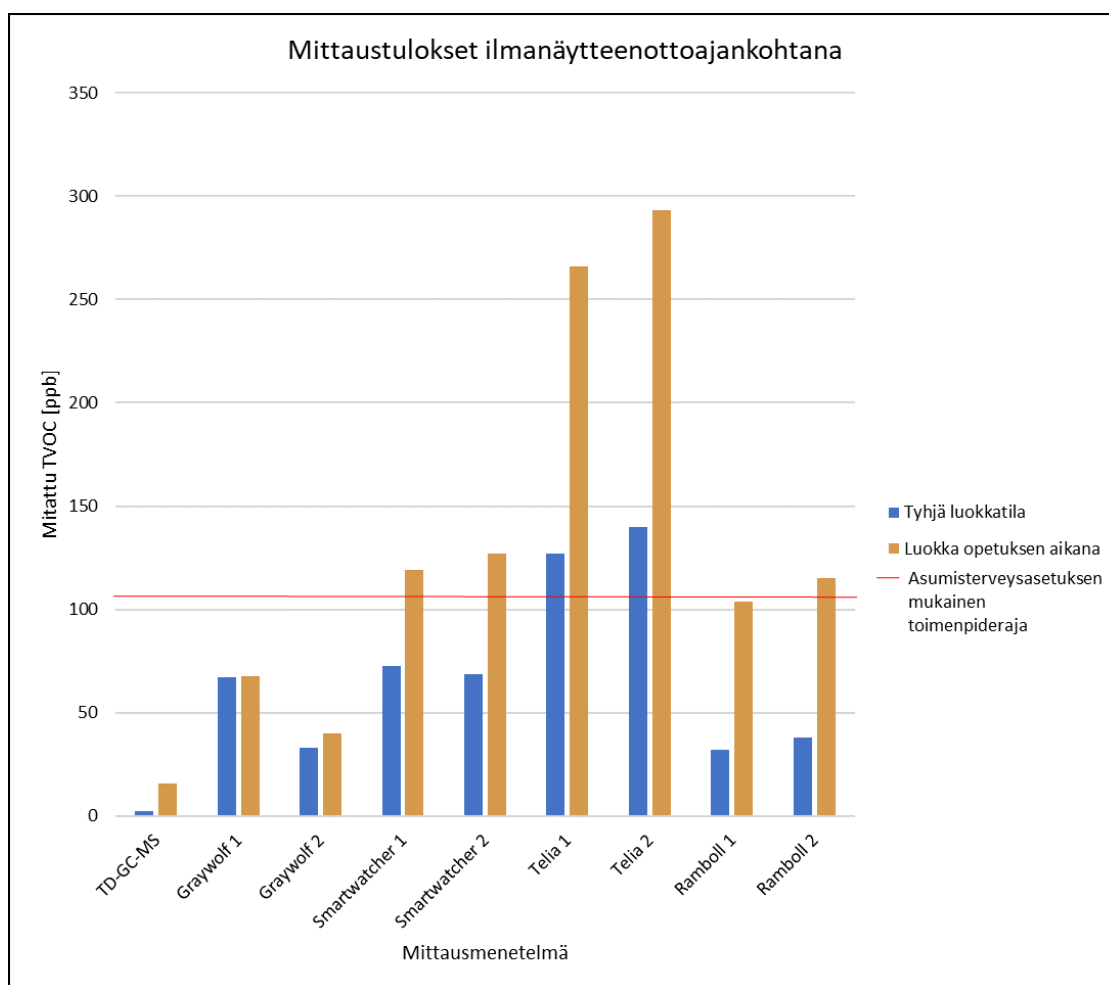
Eri laitteiden mittausarvoista piirrettyjen käyrien välillä on paikoin havaittavissa piikkejä samoina ajanhetkinä, kuten Smartwatcherin ja Telian mittalaitteilla piikit 18.4. illalla, ja 23.4 ja 24.4. päivällä. Muutoin käyrät eivät korreloi yhtä hyvin keskenään. GrayWolf mittalaitteiden käyrät ovat ainoat, jotka ovat keskenään erilaisia. Suurimmat pitoisuudet ovat Telian laitteiden mittaamat 700-800 ppb 18.4. päivällä, ja samaan aikaan esimerkiksi Smartwatcherin mittaamat pitoisuudet ovat noin 250 ppb, ja GrayWolfilla 30-70 ppb. Tulosten perusteella testattujen VOC-anturien tuottamaan dataan liittyy epävarmuutta, sillä mittausdatasta muodostettujen käyrien muoto poikkeaa eri toimittajien mittalaitteiden välillä kohtalaisesti, ja mitatuissa pitoisuuksissa erot ovat paikoin suuria.

Deleten laitteen mittauksia ei voitu suoraan verrata muiden mittalaitteiden tuloksiin, sillä mittausyksikkö oli Deleten laitteissa CO_2 ekvivalentti ppm, ja tuloksista ei saatu vertailukelpoisia. Anturin valmistajan toisen vastaavan anturimallin ominaisuuksissa kerrottiin mittausalueen olevan sama kuin Deleten anturin ilmoitettu eli 450 – 2000 CO_2 ekv. ppm. Mittausalueen ilmoitettiin vastaavan TVOC ekv. ppb. asteikolla aluetta 125 – 600 ppb. Näistä tiedoista muodostetun korrelaation ja mittauksien vaihteluvälin 438 – 1121 CO_2 ekv. ppm perusteella Deleten mittaukset ovat olleet karkeasti arvioiden välillä n. 125 – 300 ppb. Anturi käyttää todennäköisesti ABC-algoritmia, sillä alimmat mittaukset ovat lähellä arvoa 450 (alin mitattu arvo 437,5 CO_2 ekv. ppm). Myös Telian mittalaite käyttää todennäköisesti ABC-algoritmia, sillä mittausarvot asettuvat alimmillaan 125 ppb arvoon. Algoritmin hyödyntämisen vuoksi mittausdataa ei voida käyttää absoluuttisen mittausarvon arviointiin näillä laitteilla.

Mittaukset jatkuvatoimisten mittalaitteiden ja TD-GC-MS-menetelmällä analysoitujen ilmanäytteiden välillä erosivat taulukossa 19 ja kuvassa 21 esitetysti. Kaasukromatografisesti otettujen näytteiden ottohetkellä tilassa oli hyvin vähän TVOC-yhdisteitä (3 - 16 ppb) asumisterveysasetuksen mukaiseen 400 $\mu\text{g} / \text{m}^3$ eli EPA:n muunnoskertoimella (EPA 2019) 106 ppb toimenpiderajaan nähden. Telian mittalaitteiden alarajaksi oli asetettu 125 ppb, ja tyhjässä luokassa mitatut pitoisuuskeskiarvot 50 min ajalta olivat joukon suurimpia ollen 127 ja 140 ppb. Nämä mittalaitteet mittasivat joukon suurimmat arvot (266 ja 293 ppb) myös silloin, kun luokkatilassa oli henkilöitä oppitunnilla. Kuten sanottua, todennäköisen ABC-algoritmin vuoksi Telian laitteiden mittauksien absoluuttisiin arvoihin ei kuitenkaan ole syytä kiinnittää suurta huomiota. GrayWolf -laitteet mittasivat ainoana toimenpiderajan alle jääviä arvoja. Smartwatcher ja Ramboll -laitteet mittasivat opetuksen aikana pitoisuuksia, jotka useimmissa tapauksissa ylittivät toimenpiderajan.

Taulukko 19. Mittaukset ilmanäytteidenotto ajankohtana tyhjässä luokassa ja opetuksen aikana.

Tyhjä luokkatila		15 henkilöä luokassa	
Näytteenottoajankohta: 25.4. klo 10.13-10.53		Näytteenottoajankohta: 25.4. klo 11.08-11.48	
	TVOC-pitoisuus		TVOC-pitoisuus
TD-GC-MS	3 ppb	TD-GC-MS	16 ppb
Graywolf 1	67 ppb	Graywolf 1	68 ppb
Graywolf 2	33 ppb	Graywolf 2	40 ppb
Smartwatcher 1	73 ppb	Smartwatcher 1	119 ppb
Smartwatcher 2	69 ppb	Smartwatcher 2	127 ppb
Telia 1	127 ppb	Telia 1	266 ppb
Telia 2	140 ppb	Telia 2	293 ppb
Ramboll 1	32 ppb	Ramboll 1	104 ppb
Ramboll 2	38 ppb	Ramboll 2	115 ppb



Kuva 21. Mittaustulosten vertailu ilmanäytteen ja jatkuvatoimisten laitteiden välillä.

Suuri eroavaisuus tutkittujen anturien ja ilmanäytteiden mittaustuloksissa on se, että ilmanäytteen analysoinnissa saadaan selville yksittäiset yhdisteet ja niiden pitoisuudet

TVOC-alueelta, sekä lisäksi yksittäisiä yhdisteitä pitoisuuksineen sen ulkopuolelta. Sisäilman laadun terveysvaikutusten arvioinnin kannalta on tärkeää valikoida terveyden kannalta haitalliset yhdisteet ja määrittää niiden pitoisuudet. Ilmanäytteet luokkatilasta osoittivat muun muassa, että sisäilmassa oli TVOC-pitoisuuksien lisäksi asetonia, joka on terveydelle haitallinen yhdiste.

6.4 *Mittalaitteiden tiedonsiirto ja mittausdataan pääsy*

Kaikki tutkimuksessa mukana olleet mittalaitteet lähettivät ja tallensivat mittausdatan internetyhteyden avulla pilvipalveluun. Muissa laitteissa oli integroituna 3- tai 4g modeemi, ja GrayWolf -laitteet tarvitsivat internet yhteyden tarjoavan Wi-Fi verkon. Tiedonsiirto laitteiden ja pilvipalvelun välillä toimi pääasiassa hyvin. Deleten laitteessa oli välillä ongelmia tiedonsiirrossa, mutta ongelmat johtuivat toimittajan mukaan päivityksestä, ja tiedonsiirto-ongelmat saatiinkin myöhemmin korjattua. Smartwatcherin mittalaitteista yhdestä ei tallentunut mittausdataa koulumittauksen ajalta, mutta kahden muun kohdalla tiedonsiirto toimi hyvin koko tutkimuksen teon ajan.

Mittalaitteiden dataan pääsi käsiksi selainpohjaisen sovelluksen kautta Rambollia lukuun ottamatta. Rambollin edustajan mukaan heillä on oma rajapinta, josta dataa voi hakea. Pääsyä tuohon rajapintaan ei kuitenkaan saatu, mutta mittausdata lähetettiin aina pyydetessä toimittajan edustajan toimesta sähköpostiin .csv tiedostona.

Haihtuvia orgaanisia yhdisteitä mittaavien laitteiden mittausyksiköt vaihtelevat eri mallien ja valmistajien kesken. Pääasiassa mittalaitteet ilmoittavat mittaustuloksen ppb -yksikössä, mutta tässä tutkimuksessa mukana olleista laitteista yksi ilmoitti tuloksen CO₂ ekv. ppm -yksikössä, ja toisessa mittalaitteessa yksikön sai muunnettua halutessa ppb:n ja µg / m³ välillä. Määräysten, asetusten ja suositusten mukaiset raja-arvot ovat kuitenkin useasti määritelty yksikössä µg / m³. Monien mittalaitteiden kohdalla mittausdatan vertailu asetusten mukaisiin raja-arvoihin on tämän vuoksi haastavaa, kun käsiteltävänä on arvoja eri yksiköissä.

7 Yhteenveto ja johtopäätökset

Haihtuvia orgaanisia yhdisteitä mittaavien jatkuvatoimisten mittalaitteiden ja anturivalmistajien määrä kasvaa jatkuvasti. Anturitekniikka ei vielä ole valmista, mutta kehitystä on tapahtunut viime vuosina muun muassa anturien herkkyydessä ja valikoivuudessa. Anturitekniikka mahdollistaa hetkellisten piikkien havaitsemisen VOC-yhdisteiden pitoisuuksissa, mikä ei onnistu perinteisillä mittausten menetelmillä niiden tuottaessa pitkän ajan (5min - 24 h) keskiarvon pitoisuuksista. Anturien tarjoama hetkellisen pitoisuuden näyttävä data yhdistettynä useiden anturien verkkoon mahdollistaa spatiaalis-temporaalisen datan saatavuuden. Spatiaalis-temporaalista dataa olikin mahdollista saada tutkimuksessa mukana olleille antureilla. Kun tiedetään pitoisuuksien hetkellinen määrä ja sijainti, tarjoaa se mahdollisuuden paikallistaa päästölähde. Anturien edullinen hinta ja pidentynyt toiminta-aika yhdessä datan langattoman lähettämisen ja IoT:n avulla voidaan antureita käyttää lisäksi henkilökohtaisen VOC-altistuksen arviointiin mukana kulkevien laitteiden myötä.

Tutkimuksessa mukana olleet mittalaitteet reagoivat laboratoriotutkimuksissa nollakaasuun hyvin. Lähes kaikkien anturien mittausravot olivat nollakaasukokeissa mittausalueen alarajalla. Osan laitteista mittausalueen alaraja oli asumisterveysasetuksen asettaman toimenpiderajan (106 ppb) yläpuolella, jolloin ei ole edes teoriassa mahdollista seurata pysyvä pitoisuudet suositelluissa rajoissa.

7500 tai 8000 ppb VOC-yhdistettä sisältäneelle testikaasulle altistettaessa ainoastaan samalla testikaasulla aiemmin kalibroidut GrayWolf -anturit näyttivät lähes oikeita pitoisuuksia. Muut anturit jäivät huomattavasti todellisista pitoisuuksista ollen noin tasolla 250 - 450 ppb. Toisaalta kun kaasun virtaus anturin läpi lopetettiin, mittausravot olivat vielä nousussa. Testiolosuhteissa mittausravot nousivat hyvin hitaasti joidenkin anturien kohdalla. Testauslaitteisto saattoi aiheuttaa tässä tutkimuksessa epävarmuutta tuloksiin, liittyen muun muassa testikaasun virtaukseen anturin läpi.

Kenttätutkimuksessa koulun luokkahuoneessa TD-GC-MS-menetelmällä analysoitujen ilmanäytteiden tulosten ja aikaisemman tiedon perusteella voidaan olettaa, että TVOC-yhdisteiden pitoisuudet ovat olleet hyvin matalat (noin 3 – 35 ppb) luokkatilassa 8 päivän mittausrakson aikana. Suuri osa antureista kuitenkin mittasi merkittävästi tätä suurempia pitoisuuksia, näiden ollen anturista riippuen suurimmillaan 940 ppb. Syitä siihen, että anturit mittasivat huomattavasti suurempia TVOC-pitoisuuksia kuin ilmanäytteiden perusteella tilassa todellisuudessa oli voivat olla muun muassa, että anturit joko havaitsivat TVOC-yhdisteiden lisäksi muitakin yhdisteitä, tai mittalaitteiden kalibrointi ei ollut kohdillaan. Tulosten tarkastelussa on kuitenkin huomioitava, että mittalaitteet sijaitsivat 2 m säteellä toisistaan luokkahuoneen nurkassa, jolloin esimerkiksi paikalliset ilmavirtaukset voivat aiheuttaa mittaustuloksiin epävarmuutta.

Koska VOC-anturit eivät yleisesti ole valikoivia, ne havaitsevat sen vuoksi muitakin kaasuja kuin haihtuvia orgaanisia yhdisteitä kuten hiilidioksidia. Mittaustuloksissa tämä aiheuttaa epävarmuutta, sillä ihmisten oleskellessa tiloissa hiilidioksidi voi vaikuttaa mittaustuloksiin. Lisäksi epävarmuutta mittauksiin voi aiheuttaa ilmankosteus, vaikuttaen erityisesti metallioksidianturien mittaustuloksiin.

Suuri eroavaisuus jatkuvatoimisten anturien ja TD-GC-MS-analyysimenetelmän välillä liittyy juuri valikoivuuteen. TD-GC-MS-menetelmällä saadaan selville sisäilmassa olevat

yksittäiset yhdisteet ja niiden pitoisuudet TVOC-alueelta, sekä lisäksi yhdisteitä pitoisuuksineen sen ulkopuolelta. Sisäilman laadun terveysvaikutusten arvioinnin kannalta on tärkeää erotella terveyden kannalta haitalliset yhdisteet muista vaarattomista yhdisteistä ja määrittää niiden pitoisuudet. Ilmanäytteet luokkatilasta osoittivat muun muassa, että sisäilmassa oli TVOC-pitoisuuksien lisäksi asetonia, joka on terveydelle haitallinen yhdiste. Anturitekniikan valikoivuusominaisuuksia tulisi tutkia ja kehittää tulevaisuudessa, jotta antureilla olisi mahdollista saada tarkempaa tietoa sisäilman VOC-päästöistä ja terveydelle haitallisten yhdisteiden pitoisuuksista.

Mittalaitteiden mittaussyksiköt vaihtelevat eri laitteiden välillä. Lisäksi viranomaisten määrittämät raja-arvot yhdisteille voivat olla eri yksikössä kuin mittalaitteet. Tutkimuksen perusteella yksiköitä tulisi tulevaisuudessa yhtenäistää parantaen muun muassa mittalaitteiden käytettävyyttä ja mittaustulosten vertaamista referenssiarvoihin.

VOC-yhdisteitä mittaavien jatkuvatoimisten mittalaitteiden suorituskykyä koskevia tutkimuksia ei juurikaan löydy kirjallisuudesta, ja tähän puutteeseen tulisi vastata lisätutkimuksilla tulevaisuudessa. Kaupallisten jatkuvatoimisten VOC-anturien osalta olisi hyödyllistä kehittää edelleen standardia, jonka vaatimukset läpäisevän laitteen voisi luottaa melko suurella varmuudella kykenevän tiettyyn suorituskykyyn. Standardin myötä olisi myös keksittävä kannustin, jonka myötä laitevalmistajat lähtisivät tavoittelemaan standardin mukaisten laitteiden valmistusta. Valmistajien tulisi myös määrittää kalibrointivälit ja -menetelmät, joilla mittalaitteiden suorituskyky säilyy. Tämän tutkimuksen perusteella anturit voivat tarjota mahdollisuuden sisäilman TVOC-pitoisuuksien vaihtelun ja merkittävien muutosten seurantaan sen sijaan, että kykenisivät tuottamaan luotettavia absoluuttisia mittauservoja.

Lähdeluettelo

AEA Energy & Environment. 2007. Climate Change Consequences Of VOC Emission Controls. Saatavilla: https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat07/0710011214_ED48749_VOC_Incineration_-_CC_Report_v3.pdf. Viitattu 21.2.2019.

Alapieti, T. 2016. Puumateriaalien vaikutukset mitattuun ja koettuun sisäympäristöön sekä ilmanvaihdon merkitys sisäilman laadulle puurakenteisissa koerakennuksissa. Diplomityö. Aalto-yliopisto, Insinööritieteiden korkeakoulu, Rakennustekniikan laitos. Espoo. 94 s.

Allen, J. G., MacNaughton, P., Satish, U., Santanam, S., Vallarino, J., Spengler, J. D. 2016. Associations of cognitive function scores with carbon dioxide, ventilation, and volatile organic compound exposures in office workers: A controlled exposure study of green and conventional office environments. *Environmental Health Perspectives*, Vol. 124, s. 805–812. doi:10.1289/ehp.1510037

Allergia-, iho-, ja astmaliitto. 2019. Rakennus- ja sisustusmateriaalit. Saatavilla: <https://www.allergia.fi/allergia/kemikaalit/rakennus-ja-sisustusmateriaalit/>. Viitattu 27.4.2019.

Bakó-Biró, Zs., Clements-Croome, D. J., Kochhar, N., Awbi, H. B., Williams, M. J. 2011. Ventilation rates in schools and pupils' performance. *Building and Environment*. Vol. 48. s. 215–223. doi:10.1016/j.buildenv.2011.08.018.

BAPI, Building Automation Products, Inc., 2019. VOC Sensor Capabilities and Limitations. Saatavilla: <https://www.bapihvac.com/application-note/voc-sensor-capabilities-and-limitations/>. Viitattu: 30.4.2019.

Baron, R., Saffell, J., 2017. Amperometric gas sensors as a low cost emerging technology platform for air quality monitoring applications: a review. *ACS Sensors*. Vol. 2 (11), s. 1553–1566. DOI: 10.1021/acssensors.7b00620.

Camacho-Montano, S. C. & Wagner, A. & Erhorn-Kluttig, H. & Mumovic, D. & Summerfield, A. 2018. Clearing the air on EU guidance projects for school buildings. *Building Research & Information*. ISSN: 1466-4321. doi: <https://doi.org/10.1080/09613218.2018.1448961>.

Chatzidiakou, L., Mumovic, D., Summerfield, A. 2012. What do we know about indoor air quality in school classrooms? A critical review of the literature. *Intelligent Buildings International*. Vol. 4. s. 228–259. doi:10.1080/17508975.2012.725530.

Chitra V. S., Shiva Nagendra S. M. 2018. A review of scientific evidence on indoor air of school building: pollutants, sources, health effects and management. *Asian Journal of Atmospheric Environment*. Vol. 12:2. s. 87-108. doi: <https://doi.org/10.5572/ajae.2018.12.2.87>.

Colliander-Oxandale, A. M., Thorsen, J., Halliday, H., Milford, J., Hannigan, M. 2019. Understanding the ability of low-cost MOx sensors to quantify ambient VOCs. *Atmospheric Measurement Techniques*. Vol. 12(3), s. 1441-1460. <https://doi.org/10.5194/amt-12-1441-2019>.

Curto, A.; Donaire-Gonzalez, D.; Barrera-Gómez, J.; Marshall, J.D.; Nieuwenhuijsen, M.J.; Wellenius, G.A.; Tonne, C. 2018. Performance of low-cost monitors to assess household air pollution. *Environmental Research*. Vol.163, s. 53–63.

Dey, A. 2018. Semiconductor metal oxide gas sensors: A review. *Materials Science & Engineering B*. Vol. 229. s. 206-217. <https://doi.org/10.1016/j.mseb.2017.12.036>.

EPA (United States Environmental Protection Agency), 2019. Saatavilla: <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/technical-overview-volatile-organic-compounds#2>. Viitattu 6.2.2019.

EPA, 1985. Saatavilla: <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/volatile-organic-compounds-impact-indoor-air-quality>. Viitattu 12.2.2019.

EPA, 2014. Air sensor guidebook. EPA/600/R-14/159. Saatavilla: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=519616&Lab=NERL

EPA, 2019. Indoor Air Unit Conversion. Saatavilla: https://www3.epa.gov/ceam-publ/learn2model/part-two/onsite/ia_unit_conversion.html. Viitattu 16.5.2019.

Euroopan Komissio, 2018a. Agreed EU-LCI values. Saatavilla: <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/33642/attachments/1/translations/en/renditions/native>. Viitattu 30.1.2019.

Euroopan Komissio 2018b. EU-LCI value facts and information document. Saatavilla: <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/33643/attachments/1/translations/en/renditions/native>. Viitattu 30.1.2019.

EU, 2008. Direktiivi ilmanlaadusta ja sen parantamisesta. 2008/50/EY. Saatavilla: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=en>. Viitattu: 14.4.2019.

Finlex 837/2005. Valtioneuvoston asetus orgaanisten liuottimien käytöstä eräissä maaleissa ja lakoissa sekä ajoneuvojen korjausmaalaustuotteissa aiheutuvien haihtuvien orgaanisten yhdisteiden päästöjen rajoittamisesta. Saatavilla: <https://www.finlex.fi/fi/laki/akup/2005/20050837?search%5Btype%5D=pika&search%5Bpika%5D=VOC>. Viitattu 12.2.2019.

Haghighat, F., De Bellis, L. 1998. Material Emission Rates: Literature Review, and the Impact of Indoor Air Temperature and Relative Humidity. *Building and Environment*. Vol. 33:5. s. 261-277.

Haynes, W. M. 2014. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 95th Edition. CRC Press LLC, Boca Raton: FL 2014-2015. 2704 s. ISBN: 978-1482208672.

Heinonen, V. 2015. Kaasukromatografisen menetelmän kehittäminen ja alustava validointi polymeerimateriaalien laktidipitoisuuden määrittämiseksi. Diplomityö. Tampereen teknillinen yliopisto. Luonnontieteiden tiedekunta. 88 s.

Huber, J., Binninger, R., Schmitt, K., Wöllenstein, J. 2013. Detection of bad indoor environment with a miniaturized gas sensor system. *Proceedings of SPIE*. Vol. 8763. 7s. doi: 10.1117/12.2017425.

Hoffmann, E. d., Stroobant, V. 2017. *Mass Spectrometry, Principles and Applications*. Third edition. West Sussex, England. John Wiley & Sons Ltd. 489 s. ISBN 978-0-470-03310-4.

Hwang, S. H., Lee, G. B., Kim, I. S., Park, W. M. 2017. Formaldehyde and carbon dioxide air concentrations and their relationship with indoor environmental factors in daycare centers. *Journal of the Air & Waste Management Association*. Vol. 67:3, s. 306-312, DOI: 10.1080/10962247.2016.1231145.

Höllbacher, E., Rieder-Gradinger, C., Stratev, D., Srebotnik, E. 2014. A large-scale test set-up for measuring VOC emissions from wood products under laboratory conditions in simulated real rooms. *Holzforschung*. Vol. 69:4. s. 457-462. doi: 10.1515/hf-2014-0129.

IEEME (Institute of Environmental Epidemiology/Ministry of the Environment). 1996. Guidelines for good indoor air quality in office premises. Saatavilla: https://www.bca.gov.sg/greenmark/others/NEA_Office_IAQ_Guidelines.pdf. Viitattu 26.2.2019.

ISO 16000-6:2011. Indoor air. Part 6: Determination of volatile organic compounds in indoor and test chamber air by active sampling on Tenax TA sorbent, thermal desorption and gas chromatography using MS or MS-FID.

ISO 16000-9:2006. Indoor air. Part 9: Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing. Emission test chamber method.

ISO 16000-10:2006. Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing -- Emission test cell method.

ISO 16000-29:2014. Test methods for VOC detectors.

Kim J. L. & Elfman L. & Mi Y. & Wieslander G. & Smedje G. & Norbäck D. 2006. Indoor molds, bacteria, microbial volatile organic compounds and plasticizers in schools – associations with asthma and respiratory symptoms in pupils. doi:10.1111/j.1600-0668.2006.00466.x.

Korpi, A & Järnberg, J & Pasanen, A-L. 2009. Microbial Volatile Organic Compounds, *Critical Reviews in Toxicology*, Vol. 39:2, s.139-193, DOI: 10.1080/10408440802291497.

Kostiainen, R. 1995. Volatile organic compounds in the indoor air of normal and sick houses. *Atmospheric Environment*. Vol. 29:6. s. 693-702. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00309-9](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00309-9).

Kumar, P., Skouloudis, A. N., Bell, M., Viana, M., Carotta, M. C., Biskos, G., Morawska, L. 2016. Real-time sensors for indoor air monitoring and challenges ahead in deploying them to urban buildings. *Science of the Total Environment*. Vol. 560. s.150-159. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.032>.

Leung, D. Y. C. 2015. Outdoor-indoor air pollution in urban environment: challenges and opportunity. *Frontiers in environmental science*. Vol. 2:69. 7 s. doi: 10.3389/fenvs.2014.00069.

Lewis, A. C., Lee, J., Edwards, P. M., Shaw, M. D., Evans, M. J., Moller, S. J., Smith, K., Ellis, M., Gillott, S., White, A., Buckley, J. W. 2016. Evaluating the performance of low-cost chemical sensors for air pollution research, *Faraday Discussions*. Vol. 189, s. 85–103. <https://doi.org/10.1039/C5FD00201J>.

Malik, R., Tomer, V. K., Dankwort, T., Mishra, Y. K., Kienle, L. 2018. Cubic mesoporous Pd-WO₃ loaded graphitic carbon nitride (g-CN) nanohybrids: highly sensitive and temperature dependent VOC sensors. *Journals of Materials Chemistry A*. Vol. 6. s. 10718–10730. doi: 10.1039/c8ta02702a.

McKercher, G.R., Salmond, J.A., Vanos, J.K., 2017. Characteristics and applications of small, portable gaseous air pollution monitors. *Environmental Pollution*. Vol. 223, s. 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.045>.

Miao, Y.F., Deng, F.M., Chen, Y.L., Guan, H.Y., 2016. Detection of volatile organic compounds released by wood furniture based on a cataluminescence test system. *Luminescence*. Vol. 31. s. 407-413. <https://doi.org/10.1002/bio.2974>.

Morawska, L., Thai, P.K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, M.M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D., Williams, R., 2018. Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: how far have they gone? *Environment International*. Vol. 116. s. 286–299. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.018>.

Mølhave, L., 2009. Human responses to organic pollutants. In: T. Salthammer and E. Uhde, eds. *Organic Indoor air pollutants: occurrence, measurement, evaluation*. 2nd Completely revised Edition. Weinheim: Wiley-VHC Verlag GmbH & Co. KGaA, 327–342.

Mumovic, D., Chatzidiakou, L., Williams, J. J., Burman, E., 2018. Indoor Air Quality in London's Schools. Saatavilla: https://www.london.gov.uk/sites/default/files/gla_iaq_report_with_nts.pdf. Viitattu 26.2.2019.

Papapostolou, V., Zhang, H., Feenstra, B. J., Polidori, A. 2017. Development of an environmental chamber for evaluating the performance of low-cost air quality sensors under controlled conditions. *Atmospheric Environment*. Vol. 171. s. 82-90. doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.10.003>.

Rakennustieto, 2018. SISÄILMASTOLUOKITUS 2018, Sisäympäristön tavoitearvot, suunnitteluohjeet ja tuotevaatimukset.

Rakennustieto, 2019. Rakennusmateriaalien päästöluokitus M1. Saatavilla: <https://m1.rts.fi/m1-vaatimukset-ja-luokiteltujen-tuotteiden-kaytto>. Viitattu: 27.4.2019.

Robinson, A. J. & Kocman, D. & Horvat, M. & Bartanova, A. 2018. End-User Feedback on a Low-Cost Portable Air Quality Sensor System—Are We There Yet? *Sensors*. Vol. 18:3768. 17 s. doi:10.3390/s18113768.

Salo, L. 2017. The effects of coatings on the indoor air emissions of wood board. Diplomityö. Aalto-yliopisto, Insinööritieteiden korkeakoulu, Rakennustekniikan laitos. Espoo. 113s.

Sasahara, T., Kato, H., Saito, A., Nishimura, M., and Egashira, M. 2007. Development of a ppb-level sensor based on catalytic combustion for total volatile organic compounds in indoor air. *Sensors and Actuators B-Chem.* Vol. 126, s. 536–543. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2007.04.001>.

Schütze, A., Baur, T., Leidinger, M., Reimringer, W., Jung, R., Conrad, T., Sauerwald, T. 2017. Highly Sensitive and Selective VOC Sensor Systems Based on Semiconductor Gas Sensors: How to? *Environments*. Vol. 4 / 20. 13 s. doi:10.3390/environments4010020.

Sensirion 2019. Saatavilla: https://www.sensirion.com/fileadmin/user_upload/customers/sensirion/Dokumente/0_Datasheets/Gas/Sensirion_Gas_Sensors_SGPC3_Datasheet.pdf. Viitattu 23.4.2019.

Sisäilmayhdistys ry, 2019a. Saatavilla: <http://www.sisailmayhdistys.fi/Perustietoa-sisailmasta/Ilmanvaihdon-perusteet>. Viitattu 5.2.2019.

Sisäilmayhdistys ry, 2019b. Saatavilla: <http://www.sisailmayhdistys.fi/Terveelliset-tilat/Sisailmasto/Kemialliset-epapuhautaudet>. Viitattu 31.1.2019

Sisäilmayhdistys ry, 2019c. Saatavilla: <http://www.sisailmayhdistys.fi/Terveelliset-tilat/Sisailmasto/Perustietoa>. Viitattu 19.2.2019.

Sisäilmayhdistys ry, 2019d. Saatavilla: <http://www.sisailmayhdistys.fi/Terveelliset-tilat/Ongelmien-tutkiminen/Muut-sisailmatutkimukset/Kemialliset-tutkimukset>. Viitattu 21.2.2019

Spinelle, L., Gerboles, M., Kok, G., Persijn, S., Sauerwald, T. 2017. Review of Portable and Low-Cost Sensors for the Ambient Air Monitoring of Benzene and Other Volatile Organic Compounds. *Sensors*. Vol. 17:1520. 30 s. doi:10.3390/s17071520.

Szulczynski, B., Gebicki, J. 2017. Currently commercially available chemical sensors employed for detection of volatile organic compounds in outdoor and indoor air. *Environments*. Vol. 4:21. doi:10.3390/environments4010021.

Szulczynski, B., Wasilevski, T., Wojnovski, W., Majchrzak, T., Dymerski, T., Namiesnik, J., Gebicki, J. 2017. Different Ways to Apply a Measurement Instrument of E-Nose Type to Evaluate Ambient Air Quality with Respect to Odour Nuisance in a Vicinity of Municipal Processing Plants. *Sensors*. Vol. 17:2671. 19 s. doi:10.3390/s17112671.

Terveydensuojelulaki 545/2015. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus asunnon ja muun oleskelutilan terveydellisistä olosuhteista sekä ulkopuolisten asiantuntijoiden pätevyysvaatimuksista. Saatavilla: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2015/20150545>. Viitattu 30.1.2019.

Tong, R., Zhang, L., Yang, X., Liu, J., Zhou, P., Li, J. 2018. Emission characteristics and probabilistic health risk of volatile organic compounds from solvents in wooden furniture manufacturing. *Journal of cleaner production*. Vol. 208. s. 1096-1108. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.195>.

TTL Työterveyslaitos, 2017. Kooste toimistoympäristöjen epäpuhtaus- ja olosuhdetasoista (rakennuksissa, joissa on koneellinen ilmanvaihto), joiden ylittyminen voi viitata sisäilmasto-ongelmiin. Saatavilla: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ah-KewjRwJ_HqLjgAhVTwsQBHegvAd4QFjAAegQIARAC&url=https%3A%2F%2Fwww.ttl.fi%2Fwpcontent%2Fuploads%2F2016%2F09%2Fsisaympariston-viitearvoja.pdf&usg=AOvVaw220fzrETGrc1g2AT0rMTcg. Viitattu 13.2.2019.

Umweltbundesamt, 2018. German Committee on Indoor Guide Values. Saatavilla: <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/health/commissions-working-groups/german-committee-on-indoor-guide-values#textpart-1>. Viitattu 26.2.2019.

Villberg K., Saarela K., Tirkkonen T., Pasanen A-L., Kasanen A., Pasanen P., Kallio-koski P., Mussalo-Rauhamaa H., Malmberg M., Haahtela T. 2004. Sisäilman laadun hallinta. VTT Publications 540 Espoo. ISBN 951-38-6399-9 (PDF).

Villberg K. & Mussalo-Rauhamaa, H. & Haahtela, T. & Saarela, K. 2008. Prevalence of plastic additives in indoor air related to newly diagnosed asthma. *Indoor and Built Environment*. Vol. 17:5. s.455-459. doi: 10.1177/1420326X08096413.

Visuri, K. 2010. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden (VOC) kvantitatiivinen määrittäminen sisäilman ja teollisen työympäristön ilmanäytteistä termodesorptio-kaasukromatografisella menetelmällä. Insinööritoimisto. Metropolia Ammattikorkeakoulu. Kemiantekniikka. 78 s.

Wang, H.L., Nie, L., Li, J., Wang, Y.F., Wang, G., Wang, J.H., Hao, Z.P., 2013. Characterization and assessment of volatile organic compounds (VOCs) emissions from typical industries. *Chinese Science Bulletin*. Vol. 58:7. s.724-730. doi: <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5345-2>.

Williams, R., Kaufman, A., Garvey, S. 2015. Next Generation Air Monitor (NGAM) VOC Sensor Evaluation Report. EPA/600/R-15/122. United States Environmental Protection Agency. 56 s. (NTIS PB2015-105133)

WHO (World Health Organization). 1989. "Indoor air quality: organic pollutants." Report on a WHO Meeting, Berlin, 23-27 August 1987. EURO Reports and Studies 111. Copenhagen, World Health Organization Regional Office for Europe.

WHO (World Health Organization). 2010. WHO guidelines for indoor air quality. Selected pollutants. ISBN 978 92 890 0213 4. Saatavilla: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiWjL6V2KbgAhWvhKYKHbKd3YQFjAAegQIChAC&url=https://www.euro.who.int/_data/_as-sets/_pdf/_file/_F0009/_F128169/_Fe94535.pdf&usg=AOvVaw01slclgSNy0KlxS29_X44S. Viitattu 6.2.2019.

Woodall, M. G., Hoover, D. M., Williams, R., Benedict, K., Harper, M., Soo, J.-C., Jarabek, M. A., Stewart, J. M., Brown, S. J., Hulla, E. J., Caudill, M., Clements, L. A., Kaufman, A., Parker, J. A., Keating, M., Balshaw, D., Garrahan, K., Burton, L., Batka, S., Limaye, S. V., Hakkinen, J. P., and Thompson, B. 2017. Interpreting Mobile and Handheld Air Sensor Readings in Relation to Air Quality Standards and Health Effect Reference Values: Tackling the Challenges. *Atmosphere*. Vol. 8:182. <https://doi.org/10.3390/atmos8100182>.

Ympäristöministeriö 2012. Rakennusten sisäilmasto ja ilmanvaihto, Määräykset ja ohjeet 2012. Saatavilla: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=6&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjB2raAsprgAhXNmIsKHaT7Cag-QFjAFegQICRAC&url=https://www.finlex.fi/data/_normit/_F37187-D2-2012_Suomi.pdf&usg=AOvVaw2Z3JPHXhZnMVWzzhEZRChW. Viitattu 1.2.2019.

Ympäristöministeriö 2017. 1009/2017 Ympäristöministeriön asetus uuden rakennuksen sisäilmastosta ja ilmanvaihdosta. Saatavilla: <http://www.ym.fi/download/no-name/%7BAAD7DB92-F571-4766-A3F1-BFF63383191B%7D/133875>. Viitattu 1.2.2019.

Yuan, B., Shao, M., Lu, S., Wang, B. 2010. Source profiles of volatile organic compounds associated with solvent use in Beijing, China. *Atmospheric Environment*. Vol. 44:15. s. 1919-1926. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.02.014>.

Zhou, X., Lee, S., Xu, Z., Yoon, J. 2015. Recent Progress on the Development of Chemosensors for Gases. *Chemical Reviews*. Vol. 115. s. 7944–8000. doi: 10.1021/cr500567r.

Liiteluettelo

Liite A VOC-analyysivastaus ilmanäytteestä Tapiolan koulukohteesta

Liite A VOC-analyysivastaus ilmanäytteestä Tapiolan koulukohteesta



Työterveyslaitos

ANALYYSIVASTAUS

Tilaus: 393734

03.05.2019

1 (4)

Aalto-korkeakoulusäätö
Aalto-yliopisto
Raimo Mikkola
Rakentajanaukio 4 A
02150 ESPOO



FINAS
Finnish Accreditation Service
T013 (EN ISO/IEC 17025)

VOC-analyysi ilmanäytteestä

Asiakasviite:	T21400/605098 Aiko Smart&Clean (EAKR), Mikkola
Näytteen kerääjät:	Tuomas Alapieti
Analyysin kuvaus:	Haihtuvat orgaaniset yhdisteet; ATD-GC-MS,
Tulopvm.:	25.04.2019
Käsittelijä(t):	Sari Snell, Susanna Viitasaari

Analysointimenetelmä

Näytteet on kerätty Tenax TA- tai Tenax TA-Carbograph 5TD-adsorptioputkeen ja analysoitu kaasukromatografisesti käyttäen termodesorptiota ja massaselektiivistä ilmaisinta (TD-GC-MS). Yhdisteet on tunnistettu puhtaiden vertailuaineiden ja/tai Wiley- tai NIST-massaspektritietokannan avulla.

Näytteistä on määritetty haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuus (TVOC) tolueeniekvivalenttina. TVOC on määritetty kromatogrammista n-heksaanin ja n-heksadekaanin väliseltä alueelta kyseiset aineet mukaan lukien. Yksittäisten yhdisteiden pitoisuudet on määritetty joko puhtaiden vertailuaineiden avulla tai tolueeniekvivalenttina.

Yksittäisiä yhdisteitä on kvantitoitu 1-40 kpl tai niin monta, että vähintään 2/3 TVOC-alueen piikkien yhteispinta-alasta on selvitetty.

Näytteistä on määritetty myös TVOC-alueen ulkopuolisten yhdisteiden kokonaispitoisuus tolueeniekvivalenttina ja TVOC-alueen ulkopuolisten yhdisteiden yksittäisiä pitoisuuksia, mikäli pitoisuudet ovat tulosten tulkinnan kannalta merkittäviä.

Tulokset ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) perustuvat laboratoriolle ilmoitettuun ilmamäärään/keräysaikaan. Analyysimenetelmän mittauserävarmuus ilman näytteenottoa (luottamusväli 95 %) on aktiivinäytteille 15-40 % yhdisteestä riippuen, keskimäärin 30 %. Passiivinäytteille mittauserävarmuus on vastaavasti 20-50 % yhdisteestä riippuen, keskimäärin 35 %. Tolueeniekvivalenttina määritettyjen yksittäisten yhdisteiden, samoin usein myös TVOC-alueen ulkopuolisten yhdisteiden mittauserävarmuudet ovat edellä mainittuja suurempia, ja niiden pitoisuusmäärittäminen on semikvantitatiivinen. Menetelmän määrittäysraja on yhdistekohtainen, ollen keskimäärin 4 ng/näyte eli $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 10 dm^3 :n aktiiviselle tai 15 vrk:n passiiviselle näytteelle.

CK19-01761-1

Mittauspaikka:

Mittauskohde:

Analysointipvm.:

Näytteenottoaika:

Ilmamäärä:

Näyte/keräin: 253692

Tapiolan lukio

Luokka 1 tyhjänä

30.04.2019/SMA

25.04.2019 10:13 - 25.04.2019 10:53

8,00 dm³

Yhdiste	Tulos	Yksikkö
AROMAATTISET HIILIVEDYT		
Bentseeni	1	µg/m ³
Ksyleenit (p,m)	0,6	µg/m ³
Tolueeni	0,9	µg/m ³
TERPEENIT JA NIIDEN JOHDANNAISET		
a-Pineeni	0,4	µg/m ³
YKSIARVOISET ALKOHOLIT		
1-Butanoli	1	µg/m ³
MONIARVOISET ALKOHOLIT		
1,2-Propaanidioli eli propyleeniglykoli	0,4	µg/m ³
FENOLIT		
Fenoli	0,5	µg/m ³
ALKOHOLI- JA FENOLIEETTERIT		
2-Butoksietanoli	0,6	µg/m ³
ALDEHYDIT		
Bentsaldehydi	2	µg/m ³
Dekanaali	0,7	µg/m ³
Heksanaali	0,5	µg/m ³
Nonanaali	0,7	µg/m ³
KETONIT		
Asetoni	1) 7	µg/m ³
HAPOT		
Propaanihappo	0,4	µg/m ³
PIIYHDISTEET		
Dekametyylisyklopentasiloksaani	0,7	µg/m ³
HAIHTUVAT ORGAANISET YHDISTEET (TVOC)	10	µg/m ³

1) TVOC-alueen ulkopuolella.

Pitoisuus suuntaa-antava,yhdiste läpäisee keräimen helposti.

CK19-01761-2

Mittauspaikka:

Mittauskohde:

Analysointipvm.:

Näytteenottoaika:

Ilmamäärä:

Näyte/keräin: 252843

Tapiolan lukio

Luokka 1 oppitunnin aikana

30.04.2019/SMA

25.04.2019 11:08 - 25.04.2019 11:48

8,00 dm³

TYÖTERVEYSLAITOS

ANALYYSIVASTAUS

Tilaus: 393734

03.05.2019

Yhdiste	Tulos	Yksikkö
AROMAATTISET HIILIVEDYT		
Bentseeni	0,6	µg/m³
Ksyleenit (p,m)	0,5	µg/m³
p-Symeeni	0,7	µg/m³
Tolueeni	0,8	µg/m³
TERPEENIT JA NIIDEN JOHDANNAISET		
Limoneeni	12	µg/m³
a-Pineeni	1	µg/m³
Tunnistamaton terpeeni**	4	µg/m³
YKSIARVOISET ALKOHOLIT		
1-Butanoli	1	µg/m³
Etanoli 1)	3	µg/m³
2-Propanoli 2)	3	µg/m³
FENOLIT		
Fenoli	0,4	µg/m³
ALKOHOLI- JA FENOLIEETTERIT		
2-Butoksietanoli	0,7	µg/m³
2-Fenoksietanoli	0,4	µg/m³
ALDEHYDIT		
Bentsaldehydi	1	µg/m³
Dekanaali	3	µg/m³
Heksanaali	0,7	µg/m³
Heptanaali	0,4	µg/m³
Nonanaali	2	µg/m³
Oktanaali	0,7	µg/m³
KETONIT		
Asetoni 3)	13	µg/m³
HAPOT		
Etikkahappo 4)	10	µg/m³
Propaanihappo	0,4	µg/m³
PIIYHDISTEET		
Dodekametyylisykloheksasiloksaani**	2	µg/m³
Dekametyylisyklopentasiloksaani	7	µg/m³
HAIHTUVAT ORGAANISET YHDISTEET (TVOC)	60	µg/m³

- 1) TVOC-alueen ulkopuolella.
Pitoisuus suuntaa-antava,yhdiste läpäisee keräimen helposti.
- 2) TVOC-alueen ulkopuolella.
Pitoisuus suuntaa-antava,yhdiste läpäisee keräimen helposti.
- 3) TVOC-alueen ulkopuolella.
Pitoisuus suuntaa-antava,yhdiste läpäisee keräimen helposti.
- 4) TVOC-alueen ulkopuolella.
Pitoisuus suuntaa-antava,yhdiste läpäisee keräimen helposti.

Tulosten tarkastelu

Näyte on kerätty Tenax TA-Carbograph 5TD-adsorptioputkeen.

Laboratorio ei ole vastuussa näytteenotosta mittauskohteessa. Tulokset koskevat vain laboratorioon toimitettuja näytteitä.

Yhdellä tähdellä (*) merkityt tulokset eivät ole akkreditoituja.

Kahdella tähdellä (**) merkityt aineet on määritetty tolueeniekvivalenttina ja tunnistettu käyttäen Wileyn tai NISTin massaspektritietokantaa. Näiden aineiden pitoisuudet ovat semikvantitatiivisia.

Kolmella tähdellä (***) merkityt tulokset ovat semikvantitatiivisia, tunnistukseen on käytetty puhdasta vertailuainetta.

ISO 16000-6 -standardin mukaan TVOC-pitoisuus määritetään tolueeniekvivalentteina (tolueenivasteina). Osa yksittäisistä yhdisteistä määritetään niiden omilla vasteilla, jotka voivat poiketa huomattavastikin tolueenin vasteesta. Tästä johtuen yksittäisten yhdisteiden summa saattaa olla suurempi kuin TVOC.

Näytteestä ilmoitetaan yhdisteen omalla vasteella lasketun pitoisuuden lisäksi pitoisuus tolueeniekvivalenttina niille yhdisteille, joiden pitoisuus tolueeniekvivalenttina määritettynä on lähellä tai ylittää ns. asumisterveysasetuksen [1] toimenpiderajan.

[1] Sosiaali- ja terveysministeriön asetus asunnon ja muun oleskelutilan terveydellisistä olosuhteista sekä ulkopuolisten asiantuntijoiden pätevyysvaatimuksista.

Työterveyslaitos Laboratoriotoiminta on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T013 , SFS-EN ISO/IEC 17025.
Näytteenottoa ei ole akkreditoitu.

Työympäristölaboratoriot



Hanna Hovi
asiantuntija
Helsinki



Susanna Viitasaari
laboratorioanalyttikko
Helsinki